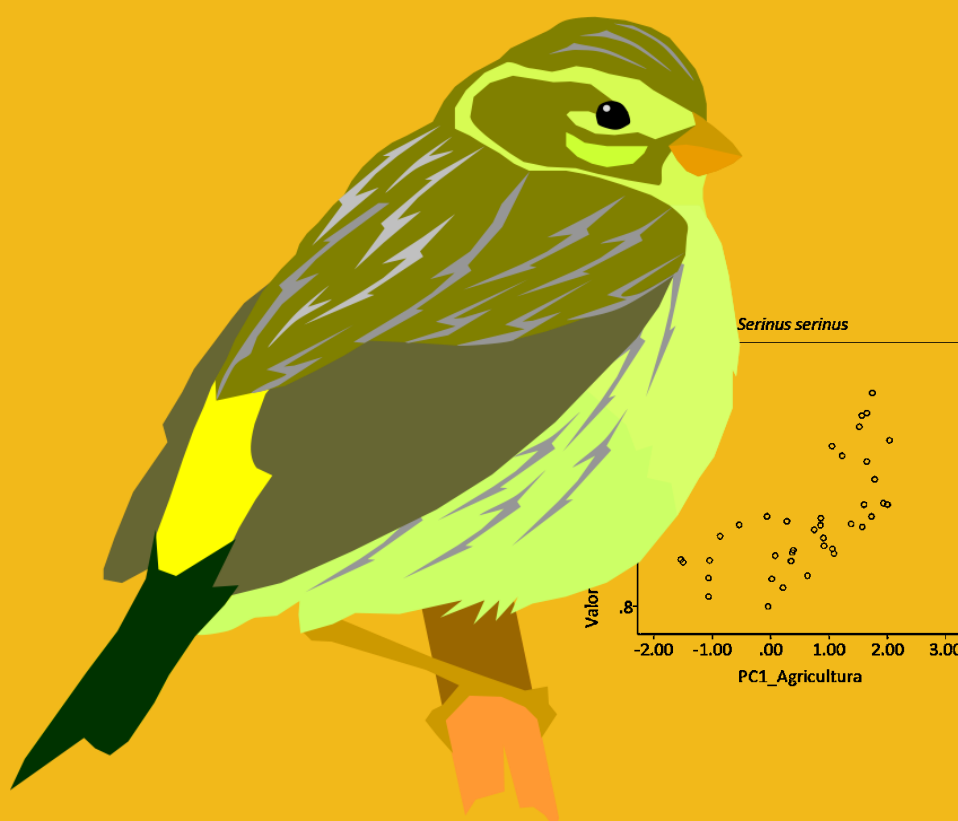


INFLUENCIA DE LOS CAMBIOS AMBIENTALES EN LAS POBLACIONES DE AVES DE GALICIA



Tesis Doctoral

Luis José Salaverri Leiras

DEPARTAMENTO DE BIOLOXÍA CELULAR E ECOLOXÍA
FACULTADE DE BIOLOXÍA

SANTIAGO DE COMPOSTELA 2015



TESIS DOCTORAL

INFLUENCIA DE LOS CAMBIOS AMBIENTALES EN LAS POBLACIONES DE AVES DE GALICIA

Luis José Salaverri Leiras

DEPARTAMENTO DE BIOLOXÍA CELULAR E ECOLOXÍA
PROGRAMA DE DOCTORADO EN MEDIO AMBIENTE E
RECURSOS NATURAIS
FACULTADE DE BIOLOXÍA

SANTIAGO DE COMPOSTELA

2015





TESIS DOCTORAL

INFLUENCIA DE LOS CAMBIOS AMBIENTALES EN LAS POBLACIONES DE AVES DE GALICIA

Fdo: Luis José Salaverri Leiras

DEPARTAMENTO DE BIOLOXÍA CELULAR E ECOLOXÍA
PROGRAMA DE DOCTORADO EN MEDIO AMBIENTE E
RECURSOS NATURAIS
FACULTADE DE BIOLOXÍA

SANTIAGO DE COMPOSTELA

2015





DR. JOSÉ GUITIÁN RIVERA, Profesor Titular de Ecología de la Universidad de Santiago de Compostela,
DR. IGNACIO MUNILLA RUMBAO y DRA. MAR SOBRAL BERNAL

INFORMAN:

Que la presente memoria titulada **“Influencia de los cambios ambientales en las poblaciones de aves de Galicia”**, para optar al Grado de Doctor, presentada por D. Luis José Salaverri Leiras, ha sido realizada bajo la dirección de los Doctores José Guitián Rivera, Ignacio Munilla Rumbao y Mar Sobral Bernal.

Considerando que constituye trabajo de tesis, **autorizamos** su presentación en la Universidad de Santiago de Compostela.

Y para que así conste, firmamos la presente autorización en Santiago de Compostela a 5 de noviembre de 2015

Fdo: Dr. José Guitián Rivera

Director

Fdo: Dr. Ignacio Munilla Rumbao

Director

Fdo. Dra. Mar Sobral Bernal

Directora



A Arantxa, Carlos, Clarita, Paula y Alan





El crimen de las ciudades de nuestro tiempo contra los niños es que se pueden pasar cuarenta o cincuenta años, es decir, crecer, vivir, hacerse hombres sin distinguir pues más que dos... tres árboles, sin haber escuchado nunca un pájaro y sin haber visto nunca una estrella.

A. Cunqueiro (1978)





AGRADECIMIENTOS

A finales de julio de 2008 recibí un correo electrónico en el que se me decía: *¿Por qué no te pones a hacer la tesis doctoral con calma y te dejas de caralladas? Hay cincuenta mil temas que te interesarían mogollón. Cuenta conmigo y seguro que con Nacho, venga tío ahora o nunca.* Desde entonces muchas personas me han apoyado y animado con este proyecto:

Mis directores Pepe, Nacho y Mar, me han ayudado mucho en este trabajo: aportando ideas, corrigiéndome, aconsejándome..., me han abierto la mente, con ellos he aprendido, y me han espabilado cuando las fuerzas disminuían. Mereció mucho la pena.

José Antonio de Souza resolvió dudas respecto a la utilización del TRIM y alguna cosa más. Jon Hidalgo me informó de cambios que se produjeron en la Reserva de la Biosfera de Urdaibai. Felipe González y Adolfo Villaverde proporcionaron censos de aves acuáticas invernantes. Ignacio Munilla, Santiago Bas, José Vicente López Bao, Xiana Raposo y María Roo cedieron fotos para ilustrar la tesis, además, el primero me prestó el dibujo de la portada. Eduardo Yoldi y Bea Barbería trabajaron con el SIG y me proporcionaron datos que necesitaba. Claudia del Pino me ayudó en la toma de los datos de la cobertura de vegetación de los soutos. Luis Joaquín Salaverri dibujó, aguantando pacientemente los múltiples cambios, parte de las figuras que aparecen en la tesis. Marcos Zárraga y Jordi Martí fueron mis maestros en el campo, sus enseñanzas resultaron muy importantes a la hora de realizar los censos.

Javier Guitián facilitó la estancia en la Estación científica del Caurel de la Universidad de Santiago de Compostela durante un mes de junio, entre aldeas y soutos. Varias personas me alojaron en Santiago: Claudia, Edu y Bea, Mar, y muy especialmente, la familia Redruello-Cela que me cedió más de 6 meses su piso; las cañas en la Tita con estas personas resultaron anímicamente perfectas.

Mis compañeros celadores del hospital da Costa (Burela) siempre me facilitaron los cambios de turno para poder trabajar en el proyecto (*vas de páxaros?*).

Mis amigos me animaron y soportaron pacientemente mis idas y venidas (mentales).

Mi familia siempre me apoyó con la tesis: material y espiritualmente.

Un agradecimiento especial merecen todos los ornitólogos de campo (personas que tienen la cabeza llena de pájaros) que altruistamente envían sus citas a los noticiarios, participan en censos de aves acuáticas invernantes, programas de seguimiento de aves comunes y atlas de aves nidificantes: sin su trabajo, una parte importante de este no podría haberse hecho.

GRACIAS A TODOS





Resumen





RESUMEN

Esta tesis evalúa los cambios ocurridos a medio y largo plazo en las comunidades de aves de Galicia relacionados con alteraciones en los hábitats: el cambio climático y el abandono del medio rural. Galicia se encuentra en el NO de la Península Ibérica en la confluencia de la región Atlántica y la Mediterránea y ha sufrido en las últimas décadas modificaciones muy importantes de su paisaje, debidas principalmente a un grave proceso de abandono del medio rural. (1) Se analizaron las tendencias de la abundancia y de la riqueza de las aves acuáticas invernantes durante un período de 20 años (1990 – 2009) en 19 humedales costeros de la Demarcación Noratlántica Española, y el efecto del accidente del petrolero *Prestige* sobre esta población de aves. (2) Se evaluó una predicción derivada de la hipótesis que relaciona el desplazamiento de las áreas de distribución de las aves con el cambio climático, utilizando dos atlas de aves nidificantes separados en el tiempo 19 años (1979 – 1998). (3) Se estudió el efecto de los cambios en el hábitat debidos al abandono del campo sobre la comunidad de aves del paisaje tomando como referencia un gradiente de uso agropecuario a partir de los núcleos de población rurales. (4) Se estudió el efecto de una serie de rasgos de los soutos (bosques de *Castanea sativa*) sobre la composición y abundancia de la comunidad de aves.

La abundancia y riqueza de aves acuáticas invernantes mostraron una tendencia positiva en el área de estudio; sin embargo, existieron claras diferencias entre las localidades. En las localidades situadas en el oeste disminuyó el número de aves mientras que en los lugares situados al este se incrementó su número. No se observaron diferencias significativas entre las tendencias de las áreas afectadas y no afectadas por el accidente del petrolero *Prestige*. Entre los años 1979 y 1998 el área de distribución de las especies con una distribución meridional en Galicia se ha desplazado hacia el norte una media de 0,8 km/año. La abundancia y la riqueza de aves disminuyeron con la distancia a los pequeños núcleos de población, que parecen actuar como núcleos de diversidad aviar. El abandono de la agricultura tuvo un efecto negativo sobre la abundancia y la riqueza de aves, lo que sugiere que el abandono del campo produce una pérdida neta de biodiversidad aviar e incrementa el declive de las especies con tendencia negativa en España, afectando especialmente a fringílidos y a las aves migradoras transaharianas. La superficie del souto tuvo un efecto positivo sobre la riqueza de su comunidad de aves. El uso del souto no tiene efecto sobre la comunidad de aves.

Palabras clave: abandono del campo, aves, aves acuáticas, bosques, cambio climático, cambios del área de distribución, *Castanea sativa*, comunidades de aves, Galicia, humedales costeros, soutos.





Abstract





ABSTRACT

This thesis evaluates the changes occurred in avian communities from Galicia (NW Spain) related to major environmental drivers such as habitat alteration, climate change and land abandonment. Galicia is located in between the Atlantic and the Mediterranean biogeographical regions and in the last decades it has experienced dramatic modifications in its landscape – caused principally by rural depopulation and the abandonment of traditional farming practices.

Here, I evaluated: (i) the trends in abundance and richness of wintering waterbird communities over a period of 20 years (1990 – 2009) in the main 19 coastal wetlands of Galicia and the Cantabrian, as well as the effect off the Prestige oil spill on waterbird numbers; (ii) the shift in the distribution range of nesting Mediterranean bird species in Galicia over 19 years (1979 – 1998) regarding their possible relationship with climate change; (iii) the effect of agricultural abandonment on the abundance and richness of bird communities across the landscape that surrounds small rural villages; (iv) the effect of use and woodland fragment characteristics on the bird communities of ancient sweet chestnut (*Castanea sativa*) woodlands.

The abundance and richness of wintering waterbirds showed a positive trend in the study area, but these trends were not consistent across localities. Particularly, there was a tendency for western localities to show a negative trend and for eastern localities to show a positive one. Additionally, I did not observe significant differences in population's trends between oiled and unoiled localities. Between 1979 and 1998 Mediterranean bird species in Galicia have moved northwards at an average rate of 0.8 km/year, a result that is in accordance with climate change. Rural villages in Galicia act as bird diversity hotspots, as the diversity and abundance of birds decreases as the distance to the village increases. Agricultural abandonment had a negative impact on the abundance and richness of bird communities affecting mainly finches (*Fringillidae*) and transaharian migrants. Larger chestnut woodlands showed more diverse bird communities and the level of use of these woodlands had no influence on the abundance and the composition of bird communities.

Keywords: agricultural abandonment, waterbirds, bird communities, *Castanea sativa*, climate change, coastal wetlands, Galicia, soutos, spatial distribution shifts, woodland fragments.





Índice





ÍNDICE

<i>Introducción general</i>	1
<i>Objetivos</i>	19
<i>Capítulo I</i> Tendencias de las poblaciones de aves acuáticas invernantes en la Demarcación Noratlántica Española (1990-2009)	23
<i>Capítulo II</i> Cambios en el área de distribución de las aves de Galicia (1979-1998)	53
<i>Capítulo III</i> Efecto del abandono del campo en las comunidades de aves de Galicia	75
<i>Capítulo IV</i> Efectos del uso de los soutos de Castaño (<i>Castanea sativa</i>) en sus comunidades de aves	111
<i>Conclusiones</i>	139



Introducción general





INTRODUCCIÓN GENERAL

La pérdida de biodiversidad debida a las actividades humanas ha sido más rápida en los últimos 50 años que en cualquier otra época de la historia humana. Las causas más importantes de esta pérdida son la degradación de los hábitats, el cambio climático, las especies exóticas invasoras, la sobreexplotación y la contaminación (Millennium Ecosystem Assessment 2005). La pérdida de biodiversidad causa preocupación por razones éticas y estéticas, pero además afecta de forma importante a los ecosistemas y a los servicios de los ecosistemas, funciones ecosistémicas que benefician a la humanidad (Vitousek *et al.* 1997, Chapin III *et al.* 2000, Hooper *et al.* 2005).

En años recientes, la degradación o destrucción de los hábitats y el cambio climático parecen modular grandes cambios en la distribución y abundancia de las aves a nivel global, los cuales incluyen contracciones del área de distribución, desplazamientos de la misma en latitud o altitud y extinción de especies (Jetz *et al.* 2007, Lemoine *et al.* 2007, Hockey *et al.* 2011, Barbet-Massin *et al.* 2012). Como consecuencia del cambio climático se han observado cambios en la fenología de las migraciones y de nidificación, en el éxito reproductor, así como cambios en las áreas de distribución, la dinámica de poblaciones y en la composición de las comunidades de aves (Sæther *et al.* 2004, Møller *et al.* 2010). Por su parte, la degradación y destrucción del hábitat tiene un profundo impacto sobre las aves: afecta a su abundancia y distribución (Best *et al.* 2001, Guthery *et al.* 2001, al éxito reproductor (Kurki *et al.* 2000), a la capacidad de dispersión (Bélisle *et al.* 2001), a la tasa de predación (Hartley y Hunter 1998, Bergin *et al.* 2000) y a la riqueza, abundancia, diversidad y valores demográficos de sus comunidades (Carrete *et al.* 2009, Korfanta *et al.* 2012, Durães *et al.* 2013). Además, parece que incrementa la homogeneidad de las comunidades de aves en Europa (Devictor *et al.* 2008, Davey *et al.* 2012).

Galicia que está situada en el noroeste de la Península Ibérica, es un buen modelo de estudio para ver los efectos de ambos factores por dos motivos: (1) Esta región sufrió en las últimas décadas modificaciones muy importantes en su paisaje debidas a factores socioeconómicos que han provocado importantes cambios en sus hábitats en años recientes. Se ha perdido una importante superficie dedicada a agricultura y matorral y consecuentemente se ha incrementado enormemente la superficie forestal. Aunque estos cambios han comenzado ya a finales de los años 60 se han intensificado en las últimas décadas, y así entre 1985 y 2005 ha habido un incremento neto de la superficie de arbolado de 270.000 ha (96%) y una disminución de la superficie dedicada al uso agrícola o ganadero (145.000 ha; -16%) y de matorral (200.000 ha;

-21%) (Corbelle y Crecente 2014). (2) Galicia se encuentra en el extremo suroccidental de la Región Atlántica Europea y en el límite con la Región Mediterránea. Por ello, varias especies de organismos de la Región Mediterránea ampliamente distribuidos por la Península, tienen el borde norte de su área de distribución en Galicia lo que permite el estudio de posibles cambios en su área de distribución. A pesar de la magnitud de los cambios ocurridos en esta área geográfica no está claro su efecto en las comunidades animales. La identificación de estos efectos nos puede orientar a la hora de establecer estrategias y en la toma de decisiones referidas a su conservación.

Esta investigación pretende evaluar los cambios en las poblaciones de aves en Galicia como consecuencia de tres tipos de factores principales: (1) Alteraciones en los medios ocupados por las aves (2) Cambio climático y (3) Cambios en el paisaje generados por la despoblación y abandono del medio rural. Para ello se han empleado diferentes escalas temporales y espaciales y se han estudiado diferentes tipos de hábitats.

En primer lugar se estudian las variaciones temporales a largo plazo de las comunidades de aves acuáticas invernantes en los humedales costeros de la Demarcación Noratlántica Española (Miño – Bidasoa). Los humedales se encuentran entre los ecosistemas más amenazados de la tierra y han sufrido grandes y profundas transformaciones debido a las acciones humanas. Dos tercios de los humedales europeos se han destruido en los últimos 100 años (Silva *et al.* 2007). Los impactos humanos sobre los humedales costeros son variados y pueden afectar a las comunidades de aves acuáticas presentes. Entre estos impactos se encuentran la caza (Owen y Black 1990, Fox y Madsen 1997, Madsen 1998), el marisqueo y la acuicultura (Kelly *et al.* 1996, Godet *et al.* 2009, Zydalis *et al.* 2009), y las actividades recreativas (Rodgers y Schwikert 2002, Gill 2012). Pero el factor principal de impacto es la destrucción del hábitat que se lleva a cabo mediante el drenaje y la roturación de los humedales para el desarrollo de planes agrícolas, su relleno y ocupación para el desarrollo industrial, comercial y residencial, así como su contaminación y la sobreexplotación de sus recursos (Evans 1979, Laursen *et al.* 1983, Tucker y Evans, 1997). Se ha comprobado que la degradación de los humedales costeros ha tenido una repercusión muy negativa en las comunidades de aves acuáticas (Goss-Custard *et al.* 1997, Schrader y Ossenkop 2010, Erwin *et al.* 2011) lo que puede llevar al declive de sus poblaciones (Burger *et al.* 2004, Kraan *et al.* 2009, Catry *et al.* 2011), o al movimiento de las aves a hábitats adecuados cercanos (Burton *et al.* 2006); esto último puede llevar a incrementar sus densidades en otros lugares y al consecuente incremento en la mortalidad y disminución del éxito reproductor de las aves desplazadas, causando, en conjunto,

una pérdida de aves (Goss-Custard 1980, Gill *et al.* 2001). Los efectos negativos de esta degradación han actuado incluso a gran escala: dentro de la ruta migratoria de Asia Oriental-Australasia, se cree que los declives en las poblaciones de aves limícolas migratorias ocurridos en Australia y Nueva Zelanda durante los últimos 30 años son debidos a la pérdida de los hábitats donde se alimentan a lo largo de la costa del mar Amarillo (Yang *et al.* 2011 y referencias allí contenidas). En esta ruta migratoria las poblaciones de aves acuáticas dependientes de humedales costeros han declinado en paralelo con la pérdida de áreas intermareales, llevando, en casos extremos a poblaciones amenazadas o casi extintas (Crosby y Chan 2006, Moores 2006, Wetlands International 2006, Amano *et al.* 2010, Zöckler *et al.* 2010).

Los atlas de aves muestran la distribución de las especies durante un período de tiempo y en un ámbito geográfico determinado (Dunn y Weston 2007, Gibbons *et al.* 2007). Inicialmente el interés de estos trabajos era documentar la distribución de las especies pero más tarde estas publicaciones han ido incluyendo datos de abundancia. Así, la repetición de estos estudios ha permitido documentar cambios en la distribución y abundancia de las aves (Balmer *et al.* 2013). Los atlas son muy importantes porque muchas cuestiones relacionadas con la conservación, protección y gestión de la naturaleza solo se pueden solucionar conociendo la distribución de los organismos. Estos estudios son por lo tanto necesarios para la selección de áreas protegidas, para la evaluación de las asociaciones entre especies y hábitats, para predecir los efectos de futuros cambios ambientales y para marcar objetivos conservacionistas debidamente fundamentados. Los atlas han hecho importantes contribuciones a la ecología y la conservación (Donald y Fuller 1998, Underhill y Gibbons 2002). En concreto, han servido para identificar áreas con alta riqueza de especies y endemismos (Brown *et al.* 1995, Araújo *et al.* 2004, Jiguet *et al.* 2005, Radford y Bennet 2005), predecir y explicar distribuciones, movimientos y tamaños poblacionales (Chamberlain y Fuller 2001, Kemp *et al.* 2001, Griffioen y Clarke 2002, Schulte *et al.* 2005, Shukuroglou y McCarthy 2006, Lemoine *et al.* 2007, Brotons *et al.* 2008, Hockey *et al.* 2011, Brommer *et al.* 2012), monitorizar tendencias de población (Robbins *et al.* 1989, Fernández y Gainzarain 2004), y predecir los impactos de la actividad humana (Allan *et al.* 1997, Clavero y Brotons 2010). Estos estudios han verificado el efecto de diversos factores en los cambios de las áreas de distribución, los cuales incluyen modificaciones en los sistemas de agricultura (Chamberlain y Fuller 2001), la disminución de la calidad del hábitat (Donald y Greenwood 2001), el aumento de las plantaciones forestales (Allan *et al.* 1997), los incendios (Brotons *et al.* 2008), los cambios en el uso del suelo (Brotons *et al.* 2004, Hockey *et al.* 2011)

y el cambio climático (Lemoine *et al.* 2007, Zuckerberg *et al.* 2009, Brommer *et al.* 2012). En Galicia se ha llevado a cabo un atlas de nidificantes entre los años 1970 y 1979 (López y Guitián 1980) y posteriormente se realizó un atlas a nivel español entre los años 1998 y 2002 (Martí y Del Moral 2003). Utilizando los datos de ambos atlas se han estudiado cambios de distribución en las especies y si estos cambios son acordes con las hipótesis derivadas del cambio climático.

Un análisis de la Agencia Ambiental Europea muestra que el cambio de cobertura del suelo en 36 países europeos ha sido de un 1,3% (68.353 km² de 5,42 millones de km²) entre 2000 y 2006. Los cambios principales son debidos a la urbanización, intensificación de la agricultura y abandono del campo (que incluye el incremento natural de la superficie de bosque). La tasa de este cambio se ha ralentizado con respecto al período 1990-2000 pero aún tiene una tendencia muy fuerte y se espera que continúe en el futuro. El uso no sostenible del suelo, además de la degradación y fragmentación del paisaje están poniendo en peligro servicios ecosistémicos clave, amenazando la biodiversidad e incrementando la vulnerabilidad de Europa al cambio climático y a los desastres naturales (EEA 2010, 2015). Así, una parte importante de superficie antes dedicada a la agricultura extensiva, principalmente en zonas de montaña y en el área mediterránea de Europa, se ha convertido en tierras abandonadas debido a razones socioeconómicas (Preiss *et al.* 1997, Bielsa *et al.* 2005). El abandono provoca una homogeneización de la vegetación causando la reducción de la heterogeneidad del paisaje que es considerada un variable clave para la riqueza y abundancia de las aves (Mikulić *et al.* 2014 y referencias allí contenidas). En general, parece existir una relación positiva entre la biodiversidad y el uso del suelo en estos paisajes tradicionales (Tellería y Galarza 1990, Wagner *et al.* 2000, Atauri y de Lucio 2001, Ortega *et al.* 2004).

El programa de seguimiento de las poblaciones de aves comunes de Europa (PECBMS) que tiene como principal objetivo usar las aves comunes como indicadores del estado general de la naturaleza, ha mostrado que la abundancia de aves ligadas a medios agrarios (39 especies) han caído de media un 54% desde 1980 a 2012 (PECBMS 2013). Además, la biomasa de las aves agrícolas en Europa ha caído más de la mitad entre 1980 y 2007 (Voříšek *et al.* 2010). En España ocurre algo similar ya que entre los años 1998 y 2013 las poblaciones de aves de medios agrarios han mostrado una tendencia negativa, mientras que las aves forestales muestran tendencias positivas (Escandell 2014). En Europa se han realizado estudios sobre el efecto del abandono agrícola en las comunidades de aves, aunque la gran mayoría han sido realizados en Europa Continental o Mediterránea, de modo que en la actualidad no existen estudios en la Europa Atlántica (p.ej. Farina 1997, Preiss *et al.* 1997, Suárez-Seoane *et al.* 2002, Radović *et*

al. 2013, Sanderson *et al.* 2013, Mikulić *et al.* 2014). Galicia, situada en la Europa Atlántica, ha sufrido un importante abandono del campo que se puede cuantificar en un incremento neto de la superficie de arbolado (96,4%) entre los años 1985-2005, mientras que por el contrario la superficie dedicada al uso agrícola o ganadero y la superficie ocupada por el matorral ha disminuido (-15,7% y -20,6% respectivamente) (Corbelle y Crecente 2014). Los efectos de estos importantes cambios de uso de suelo sobre las comunidades de aves no han sido evaluados en la región.

Por último, se aborda un estudio sobre las comunidades de aves de un hábitat muy peculiar de las montañas del oriente gallego, los soutos de castaño (*Castanea sativa*). En muchos lugares del mundo se ha comprobado que el futuro de muchas especies de plantas y animales está estrechamente relacionado con el uso del suelo en los paisajes humanizados (Daily *et al.* 2001, Söderström *et al.* 2003, Bhagwat *et al.* 2005, Fischer *et al.* 2005). La agricultura ha sido un gran modelador del paisaje gallego desde el comienzo de esta actividad hace unos 5.500 años, disminuyendo la superficie de bosques y fragmentándolos, en un proceso que duró hasta mediados del siglo XIX (Ramil-Rego *et al.* 1998, Guitián 2002). Además, los bosques sobrevivientes (*Quercus robur*, *Fagus sylvatica*, etc.) han sido muy aprovechados durante este período por lo que los bosques maduros son en la actualidad un hábitat extraordinariamente escaso en (Guitián *et al.* 2012). Las plantaciones de castaños (soutos) del noroeste de España se han desarrollado durante el período romano y han sido aprovechadas durante siglos. Este aprovechamiento ha permitido que muchos castaños hayan alcanzado un gran desarrollo, de tal manera que los soutos se han convertido en la práctica en los últimos restos del bosque maduro caducifolio de Galicia. Estos bosques proporcionan el hábitat para una diversa comunidad de aves forestales, algunas de las cuales se encuentran casi exclusivamente en los soutos (Guitián *et al.* 2004).

El desarrollo concreto de los capítulos de esta tesis es el siguiente:

En el Capítulo I se han utilizado los censos de aves acuáticas invernantes realizados en 19 humedales de la Demarcación Noratlántica Española para evaluar las tendencias de la abundancia y riqueza de las aves acuáticas durante 20 años en estos lugares. Además, se ha evaluado el efecto de un evento de contaminación masiva (el accidente del petrolero *Prestige* en el año 2002) sobre la abundancia de aves acuáticas de estos humedales.

En el Capítulo II se utilizan los datos de distribución de dos atlas separados en el tiempo 19 años para comprobar si el área de distribución de las especies de distribución meridional en Galicia se ha desplazado hacia el norte, lo cual estaría en concordancia con una hipótesis derivada del cambio climático.

En el Capítulo III se analiza la información obtenida en 234 estaciones de escucha localizadas en un paisaje rural de la provincia de Lugo, para tratar de comprobar si la riqueza y la abundancia de aves aumentan o disminuyen con el abandono del campo. Además, se ha determinado qué especies han sufrido en mayor medida los efectos del abandono del campo, identificando en consecuencia las aves que pueden servir como bioindicadoras de este proceso.

Finalmente, en el Capítulo IV se ha estudiado la comunidad de aves de los soutos. Se analiza cuál es el efecto del uso de estos bosques sobre su abundancia y riqueza de aves.



BIBLIOGRAFÍA

- Allan, D.G., Harrison, J.A., Navarro, R.A., van Wilgen, B.W. y Thompson, M.W. (1997) The impact of commercial afforestation on bird populations in Mpumalanga Province, South Africa – insights from bird-atlas data. *Biological Conservation*, 79: 173-185.
- Amano, T., Székely, T., Koyama, K., Amano, H. y Sutherland, W.J. (2010) A framework for monitoring the status of populations: An example from wader populations in the East Asian–Australasian flyway. *Biological Conservation*, 143: 2238-2247.
- Araújo, M.B., Densham, P.J. y Williams, P.H. (2004) Representing species in reserves from patterns of assemblage diversity. *Journal of Biogeography*, 31: 1037-1050.
- Atauri, J.A. y de Lucio, J.V. (2001) The role of landscape structure in species richness distribution of birds, amphibians, reptiles and lepidopterans in Mediterranean landscapes. *Landscape Ecology*, 16: 147-159.
- Balmer, D.E., Gillings, S., Caffrey, B.J., Swann, R.L., Downie, I.S. y Fuller, R.J. (2013) *Bird Atlas 2007–11: The Breeding and Wintering Birds of Britain and Ireland*. BTO Books, Thetford.
- Barbet-Massin, M., Thuiller, W. y Jiguet, F. (2012) The fate of European breeding birds under climate, land-use and dispersal scenarios. *Global Change Biology*, 18: 881-890.
- Bélisle, M., Desrochers, A. y Fortin, M.-J. (2001) Influence of forest cover on the movements of forest birds: a homing experiment. *Ecology*, 82: 1893-1904.
- Bergin, T.M., Best, L.B., Freemark, K.E. y Koehler, K.J. (2000) Effects of landscape structure on nest predation in roadsides of a midwestern agroecosystem: a multiscale analysis. *Landscape Ecology*, 15: 131-143.
- Best, L.B., Bergin, T.M. y Freemark, K.E. (2001) Influence of landscape composition on bird use of rowcrop fields. *Journal of Wildlife Management*, 65: 442-449.
- Bhagwat, S.A., Kushalappa, C.G., Williams, P.H. y Brown, N.D. (2005) A landscape approach to biodiversity conservation in the Western Ghats of India. *Conservation Biology*, 19: 1853-1862.

- Bielsa, I., Pons, X. y Bunce, B. (2005) Agricultural Abandonment in the North Eastern Iberian Peninsula: The Use of Basic Landscape Metrics to Support Planning. *Journal of Environmental Planning and Management*, 48: 85-102.
- Brommer, J.E., Lehikoinen, A. y Valkama, J. (2012) The breeding ranges of central European and Arctic bird species move poleward. *PLoS ONE* 7: e43648.
- Brotons, L., Herrando, S., Estrada, J. y Pedrocchi, V. (2004) Overall patterns of bird distribution and land-use changes in the period between atlases. *Atles dels ocells nidificants de Catalunya 1992-2002* (eds. J. Estrada, V. Pedrocchi, L. Brotons y S. Herrando), pp. 567-581. Institut Català d'Ornitologia (ICO)/Lynx Edicions, Barcelona.
- Brotons, L., Herrando, S. y Pons, P. (2008) Wildfires and the expansion of threatened farmland birds: the ortolan bunting, *Emberiza hortulana*, in Mediterranean landscapes. *Journal of Applied Ecology*, 45: 1059-1066.
- Brown, A.F., Stillman, R.A. y Gibbons, D.W. (1995) Use of breeding bird atlas data to identify Important Bird Areas – a northern England case study. *Bird Study*, 42: 132-143.
- Burger, J., Jeitner, C., Clark, K. y Niles, L.J. (2004) The effect of human activities on migrant shorebirds: successful adaptive management. *Environmental Conservation*, 31: 283-288.
- Burton, N.H.K., Rehfisch, M.M., Clark, N.A. y Dodd, S.G. (2006) Impacts of sudden winter habitat loss on the body condition and survival of redshank *Tringa totanus*. *Journal of Applied Ecology*, 43: 464-473.
- Carrete, M., Tella, J.L., Blanco, G. y Bertellotti, M. (2009) Effects of habitat degradation on the abundance, richness and diversity of raptors across Neotropical biomes. *Biological Conservation*, 142: 2002-2011.
- Catry, T., Alves, J.A., Andrade, J., Costa, H., Dias, M.P., Fernandes, P., Leal, A., Lourenço, P.M., Martins, R.C., Moniz, F., Pardal, S., Rocha, A., Santos, C.D., Encarnação, V. y Granadeiro, J.P. (2011) Long-term declines of wader populations at the Tagus estuary, Portugal: a response to global or local factors? *Bird Conservation International*, 21: 438-453.
- Chamberlain, D.E. y Fuller, R.J. (2001) Contrasting patterns of change in the distribution and abundance of farmland birds in relation to farming system in lowland Britain. *Global Ecology and Biogeography*, 10: 399-409.

- Chapin III, F.S., Zavaleta, E.S., Eviner, V.T., Naylor, R.L., Vitousek, P.M., Reynolds, H.L., Hooper, D.U., Lavorel, S., Sala, O.E., Hobbie, S.E., Mack, M.C. y Díaz, S. (2000) Consequences of changing biodiversity. *Nature*, 405(6783): 234-242.
- Clavero, M. y Brotons, L. (2010). Functional homogenization of bird communities along habitat gradients: accounting for niche multidimensionality. *Global Ecology and Biogeography*, 19: 684-696.
- Corbelle, E. y Crecente, R. (2014) Urbanización, forestación e abandono. Cambios recientes na paisaxe de Galicia. *Revista Galega de Economía Agraria*, 23(1): 35-52.
- Crosby, M.J. y Chan, S. (2006) Threatened waterbird species in eastern and southern Asia and actions needed for their conservation. *Waterbirds around the world* (eds. G.C. Boere, C.A. Galbraith y D.A. Stroud), pp. 332-338. The Stationery Office, Edinburgh.
- Daily, G.C., Ehrlich, P.R. y Sanchez-Azofeifa, G.A. (2001) Countryside biogeography: use of human-dominated habitats by the avifauna of southern Costa Rica. *Ecological Applications*, 11: 1-13.
- Davey, C.M., Chamberlain, D.E., Newson, S.E., Noble, D.G. y Johnston A. (2012) Rise of the Generalists: evidence for climate driven homogenization in avian communities. *Global Ecology and Biogeography*, 21: 568-578.
- Devictor, V., Julliard, R., Clavel, J., Jiguet, F., Lee, A. y Couvet, D. (2008) Functional biotic homogenization of bird communities in disturbed landscapes. *Global Ecology and Biogeography*, 17: 252-261.
- Donald, P.F. y Fuller, R.J. (1998) Ornithological atlas data: a review of uses and limitations. *Bird Study*, 45: 129-145.
- Donald, P.F. y Greenwood, J.J.D. (2001) Spatial patterns of range contraction in British breeding birds. *Ibis*, 143: 593-601.
- Dunn, A.M. y Weston, M.A. (2007) A review of terrestrial bird atlases of the world and their application. *Emu*, 108(1): 42-67.
- Durães, R., Carrasco, L., Smith, T.B. y Karubian, J. (2013) Effects of forest disturbance and habitat loss on avian communities in a Neotropical biodiversity hotspot. *Biological Conservation*, 166: 203-211.

- EEA (2010) *The European Environment State and outlook 2010 — Land use*. European Environment Agency, Copenhagen.
- EEA (2015) *The European environment — state and outlook 2015: synthesis report*. European Environment Agency, Copenhagen.
- Erwin, R.M., Brinker, D., Watts, B., Costanzo, G. y Morton, D. (2011) Islands at bay: rising seas, eroding islands, and waterbird habitat loss in Chesapeake Bay, USA. *Journal of Coastal Conservation*, 15: 51-60.
- Escandell, V. (2014) *Programa Sacre. Programas de seguimiento de SEO/BirdLife 2013. 60 años de ciencia ciudadana de SEO/BirdLife*. SEO/BirdLife, pp. 4-9. SEO/BirdLife, Madrid.
- Evans, P.R. (1979). Reclamation of intertidal land: some effects on Shelduck and wader populations in the Tees Estuary. *Verhandlungen der Ornithologischen Gesellschaft in Bayern*, 23: 147-168.
- Farina, A. (1997) Landscape structure and breeding bird distribution in a sub-Mediterranean agro-ecosystem. *Landscape Ecology*, 12: 365-378.
- Fernández, J.M. y Gainzarain, J.A. (2004) Deriving avian population trends from atlas data in Spain: opportunities and biases at a regional scale. *Bird Census News*, 17: 5-22.
- Fischer, J., Fazey, I., Briese, R. y Lindenmayer, D.B. (2005) Making the matrix matter: challenges in Australian grazing landscapes. *Biodiversity and Conservation*, 14: 561-578.
- Fox, A.D. y Madsen, J. (1997). Behavioural and distributional effects of hunting disturbance on waterbirds in Europe: implications for refuge design. *Journal of Applied Ecology*, 34: 1-13.
- Gibbons, D.W., Donald, P.F., Bauer, H.-G., Fornasari, L. y Dawson, I.K. (2007) Mapping avian distributions: The evolution of bird atlases. *Bird Study*, 54(3): 324-334.
- Gill, J.A. (2012) Process influencing bird use of estuarine mudflats and saltmarshes in Western Europe. *Birds and Habitat. Relationships in Changing Landscapes* (ed. R.J. Fuller), pp. 307-333. Cambridge University Press, Cambridge.

- Gill, J.A., Norris, K., Potts, P.M., Gunnarsson, T.G., Atkinson, P.W. y Sutherland, W.J. (2001) The buffer effect and large-scale population regulation in migratory birds. *Nature*, 412: 436-438.
- Godet, L., Toupoint, N., Fournier, J., Le Mao, P., Retière, C. y Olivier, F. (2009) Clam farmers and Oystercatchers: Effects of the degradation of *Lanice conchilega* beds by shellfish farming on the spatial distribution of shorebirds. *Marine Pollution Bulletin*, 58: 589-595.
- Goss-Custard, J.D. (1980) Competition for food and interference among waders. *Ardea*, 68: 31-52.
- Goss-Custard, J.D., Rufino, R. y Luis, A. (eds.) (1997) *Effect of habitat loss and change on waterbirds*. Wetlands International publication no. 42. Proceedings of 10th International Waterfowl Ecology Symposium University of Aveiro, Portugal, 18-21 September 1995.
- Griffioen, P.A. y Clarke, M.F. (2002) Large-scale bird-movement patterns evident in eastern Australian atlas data. *Emu*, 102: 99-125.
- Guitián, J., Guitián, P., Magrach, A., Docampo, C., Domínguez, P. y Guitián, L. (2012) Effect of management and spatial characteristics on plant species richness of *Castanea sativa* Mill. woodlots in the NW Iberian Peninsula. *Journal of Forest Research*, 17: 98-104.
- Guitián, J., Munilla, I., González, M. y Arias, M. (2004) *Guía de las aves de O Caurel*. Lynx Editions, Barcelona.
- Guitián, L. (2002) La destrucción histórica del bosque en Galicia. *Semata. Ciências Sociais e Humanidades*, 13: 105-166.
- Guthery, F.S., Green, M.C., Masters, R.E., DeMaso, S.J., Wilson, H.M. y Steubing, F.B. (2001) Land cover and bobwhite abundance on Oklahoma farms and ranches. *Journal of Wildlife Management*, 65: 838-849.
- Hartley, M.J. y Hunter, M.L. (1998) A meta-analysis of forest cover, edge effects and artificial nest predation rates. *Conservation Biology*, 12: 465-469.
- Hockey, P.A.R., Sirami, C., Ridley, A.R., Midgley, G.F. y Babiker, H.A. (2011) Interrogating recent range changes in South African birds: confounding signals from land use and climate change present a challenge for attribution. *Diversity and Distributions*, 17: 254-261.

- Hooper, D.U., Chapin III, F.S., Ewel, J.J., Hector, A., Inchausti, P., Lavorel, S., Lawton, J.H., Lodge, D., Loreau, M., Naeem, S., Schmid, B., Setälä, H.A., Symstad, J., Vandermeer, J. y Wardle, D.A. (2005) Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological Monographs*, 75: 3-35.
- Jetz, W., Wilcove, D.S. y Dobson, A.P. (2007). Projected impacts of climate and land-use change on the global diversity of birds. *PLoS biology*, 5(6): e157.
- Jiguet, F., Julliard, R., Couvet, D. y Petiau, A. (2005) Modeling spatial trends in estimated species richness using breeding bird survey data: a valuable tool in biodiversity assessment. *Biodiversity and Conservation*, 14: 3305-3324.
- Kelly, J.P., Evens, J.G., Stallcup, R.W. y Wimpfheimer, D. (1996). The effects of aquaculture on habitat use by wintering shorebirds. *California Fish and Game*, 82(4): 160-174.
- Kemp, A.C., Herholdt, J.J., Whyte, I. y Harrison, J. (2001) Birds of the two largest national parks in South Africa: a method to generate estimates of population size for all species and assess their conservation ecology. *South African Journal of Science*, 97: 393-403.
- Korfanta, N.M., Newmark, W.D., y Kauffman, M.J. (2012) Long-term demographic consequences of habitat fragmentation to a tropical understory bird community. *Ecology*, 93: 2548-2559.
- Kraan, C., van Gils, J.A., Spaans, B., Dekinga, A., Bijleveld, A., van Roomen, M., Kleefstra, R. y Piersma, T. (2009) Landscape-scale experiment demonstrates that Wadden Sea intertidal flats are used to capacity by molluscivore migrant shorebirds. *Journal of Animal Ecology*, 78: 1259-1268.
- Kurki, S., Nikula, A., Helle, P. y Linden, H. (2000) Landscape fragmentation and forest composition effects on grouse breeding success in boreal forests. *Ecology*, 81: 1985-1997.
- Laursen, K., Gram, I. y Alberto, L.J. (1983). Short-term effect of reclamation on numbers and distribution of waterfowl at Hojer, Danish Wadden Sea. *Proceedings of the Third Nordic Congress of Ornithology, 1981* (eds. J. Fjeldsa y H. Meltofte), pp. 97-118. Dansk ornitologisk forening.
- Lemoine, N., Bauer, H.G., Peintinger, M. y Bohning-Gaese, K. (2007) Effects of climate and land-use change on species abundance in a central European bird community. *Conservation Biology*, 21: 495-503.

- López, Z. y Guitián, J. (1980) *Atlas provisional de los vertebrados terrestres de Galicia. Años 1970-1979. Parte II Aves nidificantes*. Publicaciones de la Universidad de Santiago de Compostela, Santiago de Compostela.
- Madsen, J. (1998) Experimental refuges for migratory waterfowl in Danish wetlands. II. Tests of hunting disturbance effects. *Journal of Applied Ecology*, 35: 398-417.
- Martí, R. y Del Moral, J.C. (2003) *Atlas de las Aves Reproductoras de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología, Madrid.
- Mikulić, K., Radović, A., Kati, V., Jelaska, S. y Tepić, N. (2014) Effects of land abandonment on bird communities of smallholder farming landscapes in post-war Croatia: implications for conservation policies. *Community Ecology*, 15: 169-179.
- Millennium Ecosystem Assessment (2005). *Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis*. World Resources Institute, Washington, DC.
- Møller, A.P., Fielder, W. y Berthold, P. (eds.) (2010) *Effects of Climate Change on Birds*. Oxford University Press, Oxford.
- Moore, N. (2006) South Korea's shorebirds: a review of abundance, distribution, threats and conservation status. *Stilt*, 50: 62-72.
- Ortega, M., Rossello, E. y García del Barrio, J.M. (2004) Estimation of plant diversity at landscape level: a methodology approach applied to three Spanish rural areas. *Environmental Monitoring and Assessment*, 95: 97-116.
- Owen, M. y Black, J.M. (1990). *Waterfowl Ecology*. Blackie, Glasgow.
- PECBMS (2013) *State of Europe's Common Birds, 2013*. CSO/RSPB, Prague. Extraído de <http://www.ebcc.info/index.php?ID=558>.
- Preiss, E., Martin, J.L. y Debussche, M. (1997) Rural depopulation and recent landscape changes in a Mediterranean region: consequences to the breeding avifauna. *Landscape Ecology*, 12: 51-61.
- Radford, J.Q. y Bennett, A.F. (2005) Terrestrial avifauna of the Gippsland Plain and Strzelecki Ranges, Victoria, Australia: insights from atlas data. *Wildlife Research*, 32: 531-555.

- Radović, A., Nikolov, S.C., Tepić, N., Mikulić, K., Budinski, I. y Jelaska, S.D. (2013) The influence of land abandonment on farmland bird communities: a case study in the alluvial lowlands of Continental Croatia. *Folia Zoologica*, 62: 269-281.
- Ramil-Rego, P., Muñoz Sobrino, C., Rodríguez Guitián, M.A. y Gómez Orellana, L. (1998) Differences in the vegetation landscape of the North Iberian Peninsula during the last 16.000 years. *Plant Ecology*, 138: 41-62.
- Robbins, C.S., Droege, S. y Sauer, J.R. (1989) Monitoring bird populations with breeding bird survey and atlas data. *Annales Zoologici Fennici*, 26: 297-304.
- Rodgers, J.A. y Schwikert, S.T. (2002) Buffer-zone distances to protect foraging and loafing waterbirds from disturbance by personal watercraft and outboard powered boats. *Conservation Biology*, 16: 216-224.
- Sæther, B.E., Sutherland, W.J. y Engen, S. (2004) Climate influences on avian population dynamics. *Birds and climate change. Advances in ecological research. Volume 35* (eds. A.P. Møller, W. Fiedler y P. Berthold), pp. 185-209. Elsevier, London.
- Sanderson, F.J., Kucharz, M., Jobda, M. y Donald, P.F. (2013) Impacts of agricultural intensification and abandonment on farmland birds in Poland following EU accession. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 168: 16-24.
- Schrader, S. y Ossenkop, M. (eds.) (2010) *Status, threats and conservation of birds in the German Wadden Sea*. NABU, Berlin.
- Schulte, L.A., Pidgeon, A.M. y Mladenoff, D.J. (2005) One hundred fifty years of change in forest bird breeding habitat: estimates of species distributions. *Conservation Biology*, 19: 1944-1956.
- Shukuroglou, P. y McCarthy, M.A. (2006) Modelling the occurrence of rainbow lorikeets (*Trichoglossus haematodus*) in Melbourne. *Austral Ecology*, 31: 240-253.
- Silva, J.P., Phillips, L., Jones, W., Eldridge, J. y O'Hara, E. (2007). *LIFE and Europe's Wetlands: Restoring a vital ecosystem*. Office for Official Publications of the European Communities, Luxemburgo.
- Söderström, B., Kiema, S. y Reid, R.S. (2003) Intensified agricultural land-use and bird conservation in Burkina Faso. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 99: 113-124.

- Suárez-Seoane, S., Osborne, P.E. y Baudry, J. (2002) Responses of birds of different biogeographic origins and habitat requirements to agricultural land abandonment in northern Spain. *Biological Conservation*, 105: 333-344.
- Tellería, J.L. y Galarza, A. (1990) Avifauna y paisaje en el Norte de España: efecto de las repoblaciones con árboles exóticos. *Ardeola*, 37: 229-245.
- Tucker, G.M. y Evans, M.I. (comp.) (1997) *Habitats for birds in Europe: A conservation strategy for the wider environment*. BirdLife Conservation Series no. 6, Cambridge.
- Underhill, L. y Gibbons, D. (2002) Mapping and monitoring bird populations: their conservation uses. *Conserving Bird Biodiversity: General Principles and their Application* (eds. K. Norris, y D.J. Pain), pp. 34-60. Cambridge University Press, Cambridge.
- Vitousek, P.M., Mooney, H.A., Lubchenco, J. y Melillo, J.M. (1997) Human Domination of Earth's Ecosystems. *Science*, 277(5325): 494-499.
- Voříšek, P., Jiguet, F., van Strien, A., Škorpilová, J., Klvaňová, A. y Gregory, R.D. (2010) Trends in abundance and biomass of widespread European farmland birds: how much have we lost? *Proceedings - BOU Annual Conference Ecology & Conservation of Lowland Farmland Birds III: Delivering Solutions in an Uncertain World*, University of Leicester.
- Wagner, H.H., Wildi, O. y Ewald, K.C. (2000) Additive partitioning of plant species diversity in an agricultural mosaic landscape. *Landscape Ecology*, 15: 219-227.
- Wetlands International (2006) *Waterbird population estimate*. Fourth edition. Wetlands International, Wageningen.
- Wotton, S.R., Langston, R.H.W. y Gregory, R.D. (2002) The breeding status of the Ring Ouzel *Turdus torquatus* in the UK in 1999. *Bird Study*, 49: 26-34.
- Yang, H., Chen, B., Barter, M., Piersma, T., Zhou, C., Li, F. y Zhang, Z.-W. (2011) Impacts of tidal land reclamation in Bohai Bay, China: ongoing losses of critical Yellow Sea waterbird staging and wintering sites. *Bird Conservation International*, 21: 241-25.
- Zöckler, C., Syroechkovskiy, E.E. y Atkinson, P.W. (2010) Rapid and continued population decline in the Spoon-billed Sandpiper *Eurynorhynchus pygmeus* indicates imminent

extinction unless conservation action is taken. *Bird Conservation International*, 20: 95-111.

Zuckerberg, B., Woods, A.M. y Porter, W.F. (2009) Poleward shifts in breeding bird distributions in New York State. *Global Change Biology*, 15: 1866-1883.

Zydelis, R., Esler, D., Kirk, M. y Boyd, W.S. (2009) Effects of off-bottom shellfish aquaculture on winter habitat use by molluscivorous sea ducks. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 19(1): 34-42.





Objetivos





OBJETIVOS

El objetivo principal de esta tesis es evaluar los cambios ocurridos a medio y largo plazo en las comunidades de aves de Galicia en relación con alteraciones en los hábitats: el cambio climático y el abandono del medio rural.

Capítulo I: Tendencias de las poblaciones de aves acuáticas invernantes en la Demarcación Noratlántica Española (1990-2009).

(1) Evaluar las tendencias de la abundancia total y de la riqueza de especies de aves acuáticas invernantes durante un período de 20 años (1990-2009) en 19 humedales de la Demarcación Noratlántica Española (Miño – Bidasoa).

(2) Evaluar si las tendencias en ciertas especies o localidades se deben a factores locales o si por el contrario obedecen a tendencias generales debidas a factores que actúan a gran escala.

(3) Evaluar el efecto del accidente del petrolero *Prestige* sobre la abundancia de aves acuáticas invernantes en las localidades afectadas por el vertido.

Capítulo II: Cambios en el área de distribución de las aves de Galicia (1979-1998).

(4) Evaluar si las áreas de distribución de las especies en Galicia se desplazaron hacia el norte durante un periodo reciente de 19 años de duración, lo que podría ser consecuencia del cambio climático.

Capítulo III: Efecto del abandono del campo en las comunidades de aves de Galicia.

(5) Evaluar si la riqueza y la abundancia de aves varía a lo largo de un gradiente de abandono de los usos agrícolas y ganaderos del territorio relacionado con la distancia a los núcleos de población.

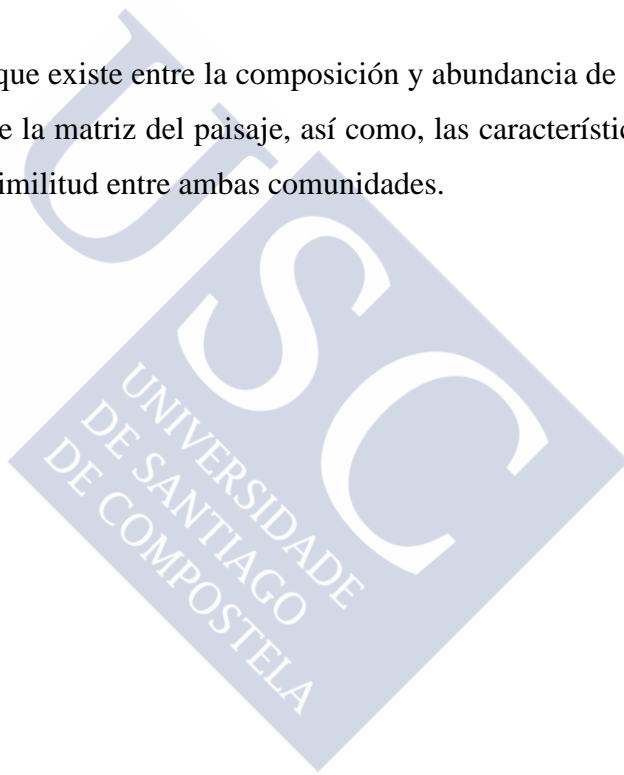
(6) Evaluar si existen diferencias en la respuesta al abandono rural entre el grupo de aves forestales (con tendencias positivas en España) y el de aves de terrenos agrícolas (con tendencias negativas en España).

(7) Evaluar la respuesta al abandono rural del grupo de aves migradoras transaharianas (con tendencias negativas en Europa), más sensibles a los cambios ambientales y por lo tanto de especial preocupación conservacionista.

Capítulo IV: Efectos del uso de los soutos de Castaño (*Castanea sativa*) en sus comunidades de aves.

(8) Determinar la influencia de ciertas características de los fragmentos de bosques de castaño (soutos) y del uso que se hace de los mismos en la abundancia y la riqueza de su avifauna.

(9) Explorar la relación que existe entre la composición y abundancia de las comunidades de aves de los soutos y las de la matriz del paisaje, así como, las características de los soutos que determinan el grado de similitud entre ambas comunidades.





Capítulo I



Tendencias de las poblaciones de aves acuáticas invernantes en
la Demarcación Noratlántica Española (1990-2009)



INTRODUCCIÓN

Todos los otoños, después de la reproducción, muchas especies de aves del Paleártico Occidental que comprenden a millones de individuos migran a sectores más adecuados para pasar el invierno, aprovechando de esta forma la estacionalidad del medio y explotando alternativamente recursos en diferentes áreas geográficas. Gran parte de estas especies proceden de latitudes altas del Paleártico Occidental y se mueven hacia el sur para invernar principalmente en el oeste de Europa y oeste de África (Wernham *et al.* 2002, Wetlands International 2002). Esta gran área geográfica es conocida como la ruta migratoria del Atlántico Oriental, y es una de las ocho rutas migratorias principales del mundo (Boere y Stroud 2006).

Los recursos alimenticios se convierten en el factor primordial que provoca los movimientos migratorios (Newton 2008). Así, muchas aves acuáticas abandonan las áreas más septentrionales o de clima más continental al no poder alimentarse en las aguas o limos helados. Además, la caída térmica invernal trae consigo una merma considerable de la biomasa de fauna invertebrada, eliminando parte de los recursos tróficos disponibles. En el Paleártico Occidental las áreas de invernada son las costas atlánticas por debajo de los 55° de latitud norte y las regiones de climatología mediterránea con inviernos suaves (Tellería 1988). Las anátidas, las fochas, las gaviotas y las limícolas constituyen cerca del 90% del millón y medio de aves acuáticas invernantes en España (González y Pérez-Aranda 2011). Las aves acuáticas invernantes en España representan el 44,3% de las aves acuáticas que invernan en la región del Mediterráneo Occidental (Rose y Scott 1997).

Una serie de factores abióticos y bióticos influyen en las variaciones interanuales de los efectivos invernantes de aves acuáticas en los humedales que constituyen sus localidades de invernada. Los factores abióticos más importantes están relacionados con las condiciones meteorológicas. Por ejemplo, las olas de frío (Ridgill y Fox 1990) y el viento intenso (Dugan *et al.* 1981) actúan dificultando el acceso al alimento. Los factores bióticos principales son la disponibilidad de alimento y la competencia intra o interespecífica (Evans *et al.* 1984, Newton 2008, Colwell 2010). Por otra parte, los humedales son uno de los ecosistemas que han sufrido las mayores y más profundas transformaciones por acciones humanas. En este sentido, dos tercios de los humedales europeos se han destruido en los últimos cien años y en España desde 1970 se han perdido el 60% de los humedales interiores (Silva *et al.* 2007).

La información sobre las poblaciones de aves acuáticas invernantes es un componente fundamental en la protección de humedales y un indicador muy valioso de cara a su

catalogación, gestión y conservación. A pesar de la gran cantidad de información que proporcionan los censos de aves acuáticas invernantes realizados desde hace décadas en la Península Ibérica, son relativamente pocos los análisis realizados de tales datos (Bernis 1964, Amat y Ferrer 1988, De Souza y Lorenzo 2003, Paracuellos y Tellería 2004, Peón *et al.* 2007, Fernández-García *et al.* 2012, Navedo *et al.* 2012) y solo existen dos compilaciones para todo el territorio español (Martí y del Moral 2003, González y Pérez-Aranda 2011).

El análisis de las tendencias poblacionales de las aves acuáticas plantea una serie de problemas que proceden tanto de los propios censos (Bibby *et al.* 1992) como de la escala temporal con la que se trabaja. El análisis de una serie temporal conlleva dificultades como la existencia de autocorrelación, ya que los índices poblacionales sucesivos son interdependientes porque el tamaño de población en un año dado está afectado por los valores de la población en años anteriores (Pannekoek y Van Strien 2001, Quinn y Keough 2003, Rönka *et al.* 2005). Además, es necesario disponer de una serie lo suficientemente larga como para poder distinguir entre tendencias generales y fluctuaciones naturales a corto plazo (Atkinson *et al.* 2006), ya que diferentes factores podrían estar implicados en unas y en otras (Newton 1998, 2008).

Los análisis que relacionan los cambios temporales o espaciales en los números de aves con los cambios en las variables ambientales, pueden proporcionar indicios sobre las causas que subyacen en los cambios en la abundancia de las poblaciones de aves (Underhill y Gibbons 2002, Greenwood y Gibbons 2008). Por ello las aves acuáticas pueden ser usadas como bioindicadores del estado de conservación de los humedales, a pesar de que hay una serie de dificultades para establecer una relación directa entre los cambios en sus poblaciones y los cambios en su ambiente (Furness *et al.* 1993, Green y Figuerola 2003). Por otro lado, a la hora de comparar las tendencias entre sitios hay que tener en cuenta que si las poblaciones aumentan los mejores hábitats se van llenando hasta que alcanzan su máxima capacidad y entonces se empiezan a ocupar los hábitats de calidad más baja. Por lo tanto, los lugares menos adecuados para la especie mostrarán tasas de incremento mayores en comparación con los sitios más favorables. Así, en un mismo período de tiempo, puede haber lugares de baja calidad con unas tasas de incremento muy grandes y lugares de alta calidad que permanecen estables en el número de aves. Este comportamiento dificulta la interpretación de cómo son las tendencias para la misma especie y de los factores influyentes, ya que durante el mismo período las tendencias en distintas localidades pueden ser diferentes (Moser 1988, Suter 1995, Gill *et al.* 2001, Jackson *et al.* 2004). En cualquier caso, hay que tener en cuenta que las correlaciones temporales entre factores y tendencias no son necesariamente causales (Gotelli y Ellison 2004).

Las investigaciones que han usado los datos de los censos de aves acuáticas invernantes en Europa (*IWC, International Waterbird Census*) han proporcionado evidencias de que el cambio climático reciente ha influido en la distribución de algunas aves acuáticas invernantes en las últimas décadas. Estos cambios en el área de distribución se han verificado tanto a gran escala geográfica (Europa) como a escala nacional (Reino Unido) y tanto para aves limícolas como para anátidas (Austin y Rehfish 2005, Maclean *et al.* 2008, Lehikoinen *et al.* 2013).

El 13 de noviembre del 2002 el petrolero *Prestige* sufrió un accidente a 30 millas de la Costa da Morte llevando una carga de 77.000 Tm de hidrocarburos. Este accidente provocó la ruptura de sus tanques y el posterior hundimiento del barco vertiendo 63.000 Tm de fuel. El viento y las corrientes marinas dispersaron el fuel por una enorme área de costa, desde el norte de Portugal hasta la Bretaña (Francia), produciendo uno de los mayores vertidos ocurridos en Europa (Albaigés *et al.* 2006), llegando a alcanzar la isla de Wight en la costa sur de Inglaterra y las islas Canarias próximas al oeste de África (Barros *et al.* 2014). El vertido de crudo en el mar tiene efectos muy negativos sobre las aves. El fuel provoca daños en el plumaje afectando a su aislamiento térmico, envenenamiento por ingestión e incapacidad para alimentarse. También puede provocar efectos subletales, problemas reproductivos, cambios conductuales y desórdenes fisiológicos (Jenssen 1994, Burger 1997, Friend y Franson 1999, Alonso-Álvarez *et al.* 2007, Barros *et al.* 2014).

En este contexto, el presente estudio evalúa los cambios a largo plazo (1990-2009) en las comunidades de aves acuáticas invernantes de las principales localidades de la Demarcación Noratlántica Española, planteando los siguientes objetivos principales: (1) evaluar las tendencias de la abundancia y de la riqueza de especies para cada uno de estos humedales; (2) comparar las tendencias locales entre sí y comprobar si se corresponden con las encontradas en tres escalas geográficas: el área de estudio, el conjunto de España y la ruta migratoria del Atlántico Oriental. La pregunta fundamental en este caso sería ¿Se corresponden las tendencias locales del área de estudio con las de escalas geográficas mayores?; (3) detectar cambios en la distribución de las aves acuáticas en el área de estudio; (4) comprobar si el accidente del petrolero *Prestige* tuvo algún efecto sobre la abundancia de las aves acuáticas invernantes.

ÁREA DE ESTUDIO

Se escogieron 19 humedales situados desde el estuario del Miño, en la frontera con Portugal, hasta Txingudi en la frontera con Francia (Tabla 1). Son áreas bien delimitadas, con superficies intermareales y que pertenecen a alguna de estas categorías: estuarios, bahías o *lagoons*. La elección se realizó de forma que estuviesen incluidos los humedales costeros más representativos en cuanto a la abundancia de aves acuáticas invernantes y que se dispusiera además de una buena serie censal. Estos 19 humedales son los principales lugares de invernada de esta costa y albergan el 91% de las anátidas y el 86% de las limícolas presentes en ella. Los efectivos de ambos grupos juntos son el 90% de las acuáticas invernantes.

TABLA 1. Principales características de las localidades de estudio. Superficie en hectáreas, coordenadas (latitud/longitud en grados decimales), período de censos analizados para la localidad, año de inclusión en la Red Natura 2000-categoría de protección y tipo de humedal.

LOCALIDAD	SUPERFICIE (ha)	COORDENADAS (lat/long)	PERIODO CENSOS	AÑO- CATEGORÍA	TIPO HUMEDAL
Txingudi	134	43,38/-1,79	1992-2009	2000-ZEPA	Estuario
Urdaibai	1010	43,41/-2,69	1992-2009	2000-ZEPA	Estuario
Santoña	6604	43,43/-3,42	1990-2009	1994-ZEPA	Bahía
Santander	2242	43,46/-3,78	1997-2009	1997-LIC	Bahía
Villaviciosa	1249	43,53/-5,39	1990-2009	2003-ZEPA	Estuario
Ribadeo	1915	43,55/-7,03	1990-2009	1990-ZEPA	Estuario
Foz	564	43,57/-7,24	1990-2009	2004-ZEPA	Estuario
Ortigueira	3025	43,71/-7,84	1990-2009	1990-ZEPA	Bahía
Valdoviño+Doniños	287	43,57/-8,25	1990-2009	2003-ZEPA	Lagoon
Baldaio	628	43,30/-8,67	1992-2009	2003-ZEPA	Lagoon
Ens. da Ínsua+ Traba	1201	43,22/-9,00	1993-2009	2003-ZEPA	Estuario+Lagoon
Carnota+Louro	389	42,79/-9,13	1995-2009	1999-LIC	Lagoon
Corrubedo	971	42,56/-9,04	1990-2009	2003-ZEPA	Lagoon
O Grove	2815	42,47/-8,84	1990-2009	1990-ZEPA	Bahía
San Simón	2218	42,30/-8,64	1990-2009	1999-LIC	Bahía
Miño	1688	41,86/-8,87	1990-2009	2004-ZEPA	Estuario

MÉTODOS

Los censos de aves acuáticas invernantes (IWC, *International Waterbird Census*) se desarrollan desde 1967 bajo la coordinación de *Wetlands International* en Europa. Los objetivos de estos censos son medir el tamaño de las poblaciones de las aves acuáticas, describir los cambios y tendencias de sus poblaciones y de su distribución, identificar los humedales de importancia, y

proporcionar información que ayude a la gestión y protección de estos espacios. En España, el Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente asegura la recopilación de los datos de cada comunidad autónoma y su integración en la base de datos de *Wetlands International* (González y Pérez-Aranda 2011).

El método de censo consiste en el conteo directo del número total de individuos en cada humedal (Tellería 1986, Bibby *et al.* 1992) y se realiza a mediados del mes de enero, época de máxima estabilidad de las poblaciones de aves acuáticas invernantes.

La información usada en este capítulo procede de la base de datos de los censos de aves acuáticas invernantes del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (MAGRAMA 2014a). En alguna de las localidades los datos resultaron incompletos, por lo que se complementaron con censos de distintas fuentes. En el País Vasco se recurrió a los Censos de aves acuáticas invernantes en la Comunidad Autónoma del País Vasco (Gobierno Vasco 2014). En Cantabria, para las marismas de Santoña en los años 1991 y 1992 se utilizaron los publicados por García-Oliva y Aja (1992), y en el año 1994 los publicados por Martí y Del Moral (2003). En la ría de Villaviciosa se usaron los procedentes de la Coordinadora Ornitoxológica d'Asturies. Los datos de las lagunas de Doniños, Traba y Louro, todas ellas lagunas costeras de pequeña superficie (<35 ha), se sumaron a humedales próximos para facilitar el tratamiento de los datos. En la mayoría de las localidades el período de estos censos abarca desde el año 1990 hasta el 2009 (Tabla 1). En algunos humedales se practicó la caza de aves acuáticas hasta su declaración como Refugio de Caza. En estos casos no se tuvieron en cuenta los censos realizados antes de la protección porque la caza afecta muy negativamente a la abundancia, la riqueza y la diversidad de aves (De Souza y Lorenzo 1991, Madsen y Fox 1995, Fox y Madsen 1997). Para comparar los humedales en función de su superficie y número de aves se separaron en dos clases de 8 humedales cada una. De esta forma, consideramos lugares grandes aquellos con una abundancia media mayor que 2.200 aves (el número de aves que separa las dos clases) y lugares pequeños aquellos con una abundancia media menor que 2.200 aves.

El origen de las aves acuáticas invernantes en el área de estudio es muy variado y se pueden establecer cuatro grupos de acuerdo con su procedencia. (1) Especies cuyos contingentes invernantes principales son sedentarios de la Península, p. ej. *Fulica atra*. (2) Especies que crían en la región templada y en las que la mayoría de los individuos invernantes proceden de áreas distintas a la Península Ibérica (al norte del paralelo 43°N), p. ej. *Phalacrocorax carbo*, *Anas platyrhynchos* y *Numenius arquata*. (3) Aves de origen subártico (entre los paralelos 60 y

66°N), p. ej. *Anas crecca* y *Charadrius hiaticula*. (4) Aves con el centro del área de nidificación por encima del paralelo 66° N, de distribución ártica, p. ej. *Pluvialis squatarola* y *Calidris alpina* (De Souza y Lorenzo 2003).

Las 18 especies analizadas fueron: *Anas acuta*, *A. clypeata*, *A. crecca*, *A. penelope*, *A. platyrhynchos*, *Aythya ferina*, *Ardea cinerea*, *Calidris alpina*, *Charadrius hiaticula*, *Fulica atra*, *Haematopus ostralegus*, *Limosa lapponica*, *Limosa limosa*, *Numenius arquata*, *Phalacrocorax carbo*, *Pluvialis squatarola*, *Tringa totanus* y *Vanellus vanellus*. Estas especies fueron seleccionadas de acuerdo con dos criterios, con el fin de evitar especies con escasa representatividad o que aparecían en números bajos: (1) se consideraron representativas las especies de aves acuáticas que por lo menos alcanzaron el 1% de la abundancia media en el área de estudio. Estas 18 especies representan el 90% de las aves acuáticas de toda el área de estudio. Posteriormente, para estas especies seleccionadas, se estableció un segundo criterio dentro de cada humedal para evitar números demasiado bajos; (2) en los humedales con una media anual inferior a 1.000 aves se desecharon las especies que representaban menos del 5% de dicha abundancia y en los humedales con una media anual superior a las 1.000 aves aquellas que representaban menos del 1%. Para cada año y lugar se midió la diversidad como riqueza específica (nº especies).

El cálculo de las tendencias del número de invernantes se realizó usando el programa TRIM (*Trends and Indices in Monitoring Data*) versión 3.54 (Pannekoek *et al.* 2005), desarrollado para el análisis de datos de conteos obtenidos del seguimiento de poblaciones. Este programa ha sido utilizado para estudios con datos de aves migratorias (Delany *et al.* 1999, Deceuninck y Maheo 2000, Van Strien *et al.* 2001, Wetlands International 2002, Blew *et al.* 2005, Van Roomen *et al.* 2011, Van Roomen *et al.* 2012). La aplicación analiza series temporales de conteos mediante la regresión de Poisson y produce estimas de los índices de cambio anual con sus errores típicos. Además permite la posibilidad de inferir valores ausentes en las series temporales y controlar los posibles efectos de la correlación serial y la sobredispersión de los recuentos usando ecuaciones de estimación generalizadas (GEE). A la hora de analizar las series de censos, para calcular la tendencia de todo el período de estudio, se utilizó como primera opción el modelo de efecto temporal (*“Effects for each time-point”*). En algunos casos, este modelo no funcionó debido a la existencia de años con valores nulos, por lo que se usó el modelo de tendencia linear cambiante (*“Linear switching trend”*). En este modelo, la selección de todos los años como puntos de cambio es equivalente al modelo de efecto temporal.

Como año base se utilizó el 2000 por ser el año más o menos central de todas las series censales y en el caso de que hubiese un conteo nulo en ese año se usó el 1990 (lo cual ocurrió únicamente con *Fulica atra*, *Aythya ferina* y *Vanellus vanellus* en la ría de Ribadeo). El programa contrasta la significación de las tendencias generales mediante la prueba de la t y estima la tendencia poblacional a lo largo de un determinado período mediante la pendiente de la línea de regresión a través del logaritmo de los índices de cambio anuales. La tendencia poblacional se expresa mediante el índice de cambio anual promediado b , de tal manera que $b = 1,00$ supone estabilidad, $b = 1,05$ denota una Tasa de Cambio Anual en porcentaje (en adelante TCA) de + 5% y $b = 0,95$ implica una TCA de - 5%. Con el fin facilitar comparaciones entre estudios diferentes Pannekoek *et al.* (2005) establecen una clasificación categórica de las tendencias basadas tanto en el valor de b como de los intervalos de confianza (Tabla 2).

TABLA 2. Categorías de tendencias para las localidades y las especies en función de los parámetros obtenidos en el modelo del TRIM.

Categorías de tendencia poblacional	Criterios de clasificación	Interpretación del resultado
Fuerte incremento	Límite inferior del intervalo de confianza $> 1,05$	Incremento significativo $> 5\%$ anual (la población se doblará en 15 años)
Incremento moderado	Límite inferior del intervalo de confianza $> 1,00$ y $< 1,05$	Incremento significativo, menor o igual que el 5% anual
Estable	El intervalo de confianza incluye el 1,00. El límite inferior es $> 0,95$ y el superior $< 1,05$	Incremento o declive no significativo; hay certeza de que la tendencia es $< 5\%$ anual
Declive moderado	Límite superior del intervalo de confianza $> 0,95$ y $< 1,00$	Declive significativo, menor o igual que el 5% anual
Fuerte declive	Límite superior del intervalo de confianza $< 0,95$	Declive significativo $> 5\%$ anual (la población se reducirá a la mitad en 15 años)

A la hora de calcular las tendencias del área de estudio y de España existió el problema de la ausencia de datos en algunas zonas y en ciertos años, lo que es habitual en censos en los que colaboran gran número de observadores (Smit 1989, Van Der Meer *et al.* 1996). La mera suma de los totales anuales desvirtuaría los análisis. Así que las tendencias fueron calculadas usando la posibilidad que ofrece el programa TRIM de introducir por separado todos los conteos disponibles de cada humedal y año, para predecir los valores ausentes en las series temporales.

Debido al gran número de tendencias calculadas y con el fin de evitar errores de tipo I solo se tuvieron en cuenta las tendencias con un nivel de significación $P < 0,01$.

La tendencia se calculó para las especies seleccionadas, para el conjunto de anátidas, limícolas y ardeidas, para la abundancia total de acuáticas y para la riqueza de especies en cada localidad de estudio. Además se calcularon las tendencias a nivel español. Las localidades empleadas en este caso fueron los humedales considerados prioritarios ($n = 464$) de acuerdo con SEO/BirdLife (González y Pérez-Aranda 2011) las cuales incluyen siempre las 20 mejores localidades para cada especie. Las tendencias de la ruta migratoria del Atlántico Oriental son las proporcionadas por *Wetlands International & SOVON* (2011). Posteriormente, las tendencias locales se compararon con las de escalas geográficas mayores, esto es, el área de estudio, España y la ruta migratoria del Atlántico Oriental.

Se exploró si los lugares con menor abundancia inicial tienen mayores tendencias positivas tanto para la abundancia total de aves como para las siguientes: *Anas crecca*, *A. platyrhynchos*, *Calidris alpina*, *Phalacrocorax carbo*, *Pluvialis squatarola* y *Numenius arquata*.

Para comprobar si el efecto del accidente *Prestige* tuvo un efecto significativo en la tendencia de las aves se utilizó el modelo de tendencia lineal cambiante del programa TRIM con el procedimiento de selección escalonada. Este modelo identifica y selecciona los años con un cambio significativo en la pendiente basándose en el test de Wald. Además, se utilizó una variable categórica con dos categorías de acuerdo con la afectación o no de la localidad por el fuel. Para la clasificación de las localidades en afectadas o no afectadas se siguió a Junoy *et al.* (2005) quienes consideran que las playas altamente contaminadas estarían en el tramo de costa comprendido entre Valdoviño y Corrubedo. Esta zonificación coincide con la del mapa del área afectada por el vertido del *Prestige* de la Agencia Ambiental Europea (EEA 2004). Se tuvo también en cuenta que la afectación de la costa depende de su morfología, de modo que zonas más resguardadas como el interior de los estuarios y bahías se verán menos afectadas que las zonas más expuestas como es el caso de O Grove y la ensenada de San Simón. Se consideraron localidades afectadas las comprendidas entre Valdoviño y Corrubedo, ambas incluidas (Fig. 2). Se consideraron localidades no afectadas Ribadeo, Foz, Ortigueira, O Grove, San Simón y el estuario del Miño. Se evaluó la diferencia en las tendencias entre las áreas afectadas y no afectadas para la abundancia total de aves acuáticas, para las aves limícolas y para las anátidas.

La superficie de los lugares de estudio se extrajo de las fichas de los lugares de la Red Natura 2000 del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (MAGRAMA 2014b). En determinados casos el área de estudio estaba englobada dentro de una superficie protegida mucho mayor y en estos casos se midió con el Sistema de Información Geográfica de Parcelas Agrícolas (SIGPAC).

RESULTADOS

1. Tendencias poblacionales, efecto de la superficie y posición geográfica

En los censos de aves acuáticas invernantes realizados en el área de estudio se anotaron 98 especies, de las cuales solo 44 pueden considerarse regulares. Estas especies regulares representan el 99,8% de las aproximadamente 60.000 aves acuáticas del área de estudio (media \pm d.t. = 59.226 ± 3.600 , rango = 43.610 – 78.494, $n = 10$ años).

La tendencia de la abundancia y de la riqueza fue positiva para la totalidad del área de estudio (ver Anexo I). La abundancia presentó una tendencia significativa en todas las localidades (9 con tendencia positiva frente a 7 con tendencia negativa). Se aprecia un patrón diferente para los lugares grandes y los lugares pequeños con respecto a la abundancia. En los lugares pequeños predominan las tendencias negativas y en los lugares grandes las positivas (Fig. 1), aunque la asociación no es significativa (Test exacto de Fisher, $n = 16$, $P = 0,315$). En cuanto a la riqueza solo 4 localidades presentaron una tendencia significativa que fue positiva en todos los casos.

Los lugares situados en el Atlántico tuvieron tendencias predominantemente negativas y los situados en el Cantábrico predominantemente positivas. Además, las cuatro tendencias de fuerte incremento ($TCA > 5\%$) se concentran en el Cantábrico y la única tendencia de fuerte declive ($TCA > -5\%$) está situada en el Atlántico (Fig. 2).

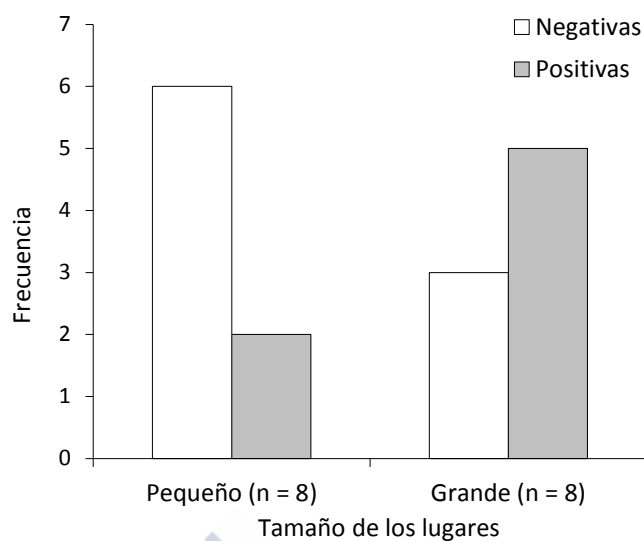


FIGURA 1. Frecuencia de las tendencias positivas y negativas de la abundancia total de aves acuáticas según el tamaño de la localidad. Lugares grandes (con abundancia media > 2.200 aves) y lugares pequeños (con abundancia media < 2.200 aves).

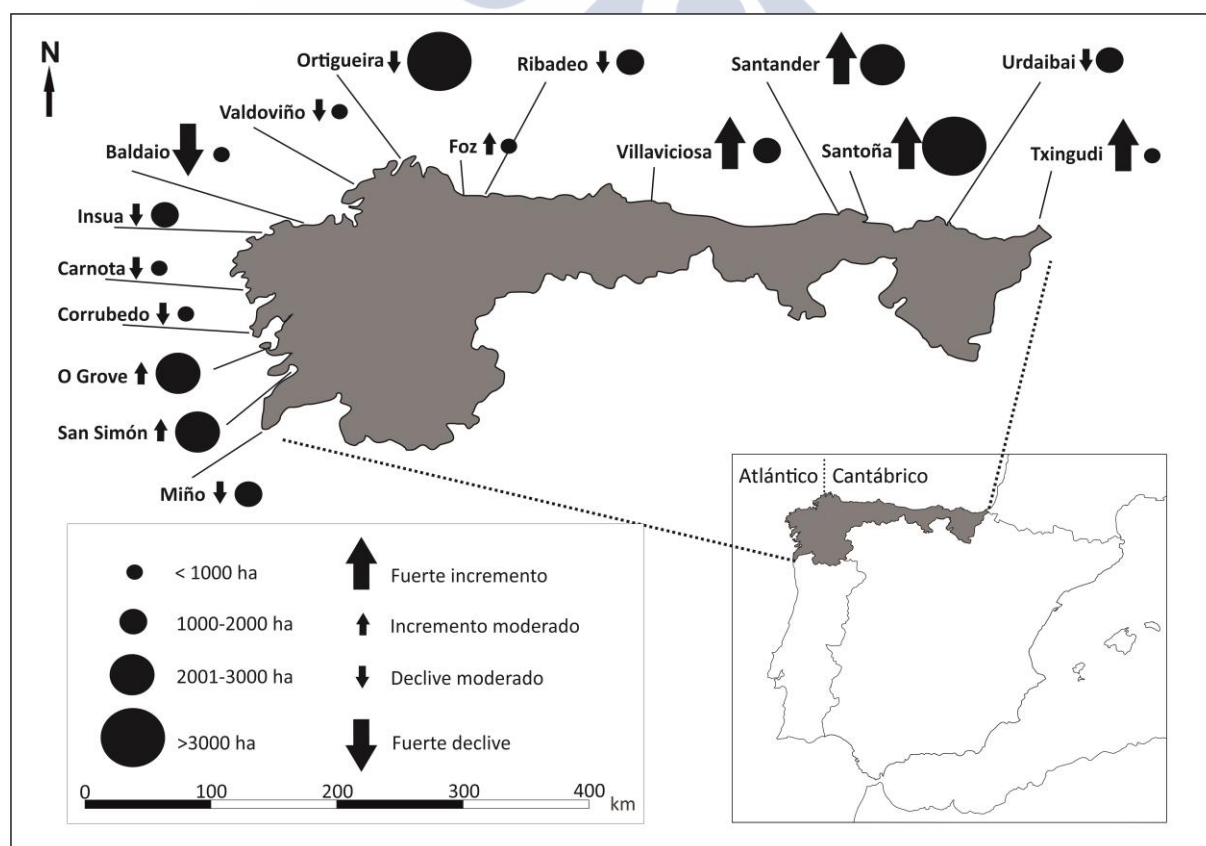


FIGURA 2. Área de estudio. Para cada localidad se muestra la superficie (ha) y la tendencia seguida por la abundancia de aves acuáticas durante el período de estudio (1990-2009).

El análisis de regresión mostró que la tendencia de la abundancia frente a la longitud geográfica fue negativa y muy significativa ($F_{1,14} = 10,74$, $r^2 = 43,40\%$, $P = 0,0055$) (Fig. 3).

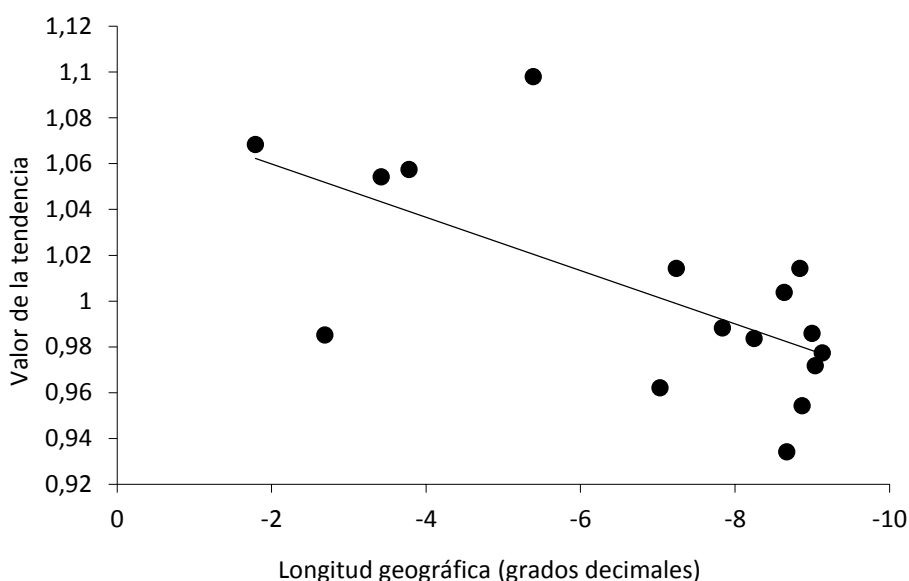


FIGURA 3. Regresión lineal entre la tendencia seguida por la abundancia de aves y la longitud geográfica (grados decimales) en las 16 localidades del área de estudio.

No hubo una correlación significativa entre la abundancia inicial de todas las especies en conjunto, estimada como la media de los cuatro primeros años de cada localidad, y la tendencia de la abundancia ($r_s = 0,109$, $P = 0,688$, $n = 16$ localidades). Tampoco la hubo para ninguna de las 6 especies analizadas por separado (Tabla 3).

TABLA 3. Coeficientes de correlación de Spearman (r_s) entre la abundancia inicial (media de los cuatro primeros años) de cada localidad y la tendencia de la abundancia. Se indica el nº de localidades (n) y la significación estadística (P).

Especie	r_s	n	P
<i>Anas crecca</i>	-0,525	11	0,097
<i>Anas platyrhynchos</i>	-0,301	13	0,318
<i>Calidris alpina</i>	0,030	10	0,934
<i>Numenius arquata</i>	0,322	9	0,398
<i>Phalacrocorax carbo</i>	-0,187	12	0,561
<i>Pluvialis squatarola</i>	-0,103	8	0,808

2. Tendencias de grupos y especies y concordancia con el comportamiento en áreas geográficas mayores

Las tendencias generales de los grandes grupos, anátidas, limícolas y ardeidas, a lo largo del periodo de estudio mostraron valores positivos y significativos (TCA = 2%, TCA = 2% y TCA = 3% respectivamente; $P < 0,01$ en los tres casos); sin embargo, hubo diferencias entre localidades. Así, las limícolas presentan una disminución en la mayoría de localidades al contrario que las anátidas en las que las localidades con tendencias positivas y negativas están casi igualadas. Las ardeidas tienen mayoritariamente valores estables (Fig. 4).

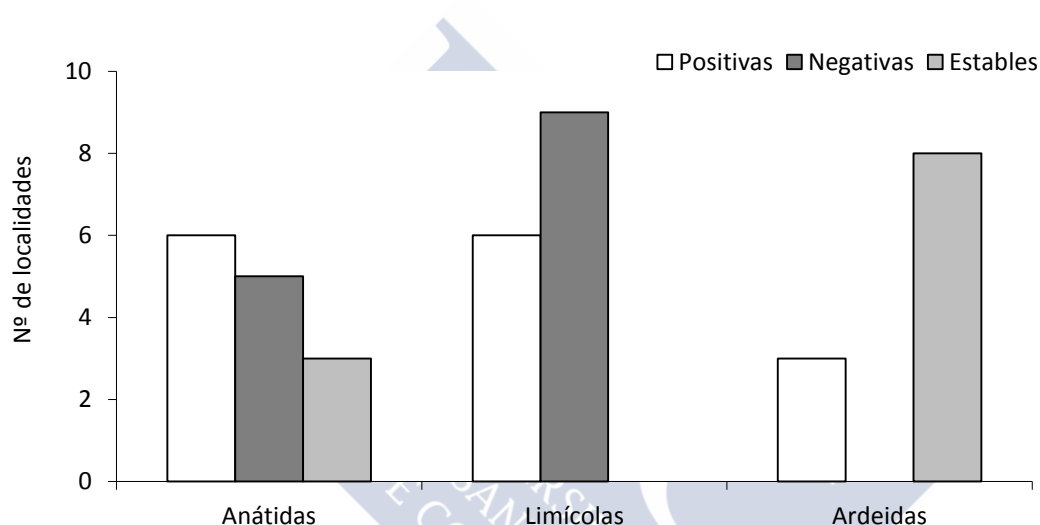


FIGURA 4. Número de localidades con tendencias positivas, negativas o estables para los grandes grupos de aves acuáticas: Anátidas, Limícolas y Ardeidas.

En el conjunto del área de estudio 6 especies mostraron tendencias positivas (*Anas crecca*, *Anas penelope*, *Haematopus ostralegus*, *Limosa limosa*, *Phalacrocorax carbo* y *Tringa totanus*) y solo una (*Anas clypeata*) mostró una tendencia negativa, mientras que las 10 especies restantes se mostraron estables. Este patrón no concuerda con lo observado a mayor escala puesto que tanto en España como en la ruta migratoria del Atlántico Oriental predominaron las especies con tendencias positivas (Fig. 5). *L. limosa*, fue la especie con mayor incremento (TCA = 13%), en coincidencia con la tendencia positiva en España y en la vía migratoria del Atlántico Oriental.

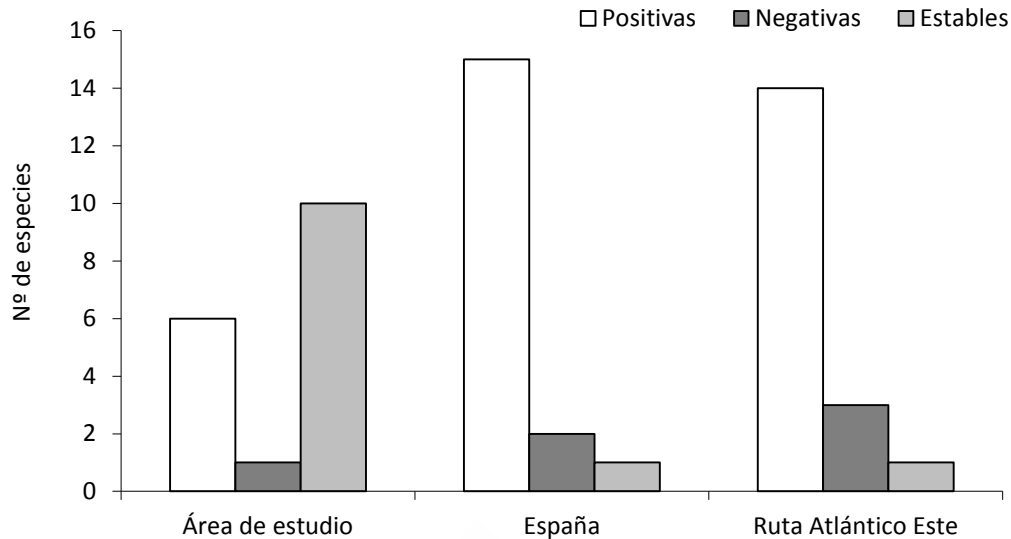


FIGURA 5. Número de especies con una tendencia positiva, negativa o estable en las tres grandes zonas geográficas estudiadas.

En cuanto al comportamiento de las diferentes especies en cada localidad (Anexo I), existe un predominio de las tendencias positivas (fuerte incremento 18% y de incremento moderado 32%) frente a las negativas (fuerte declive 10% y declive moderado 25%) y a las estables (15%). Las 11 tendencias de fuerte declive se concentran en Ortigueira, Baldaio, ensenada da Ínsua, Carnota, Corrubedo y estuario del Miño, en donde cuatro especies decrecen fuertemente. Las 20 tendencias de fuerte incremento aparecen en 9 localidades y se concentran principalmente en tres: Santoña, bahía de Santander y O Grove.

Las especies con predominio de tendencias negativas son *Calidris alpina* y *Numenius arquata*. Seis especies mostraron “fuerte declive” ($TCA > -5\%$) en al menos una localidad: *Anas clypeata* (Ortigueira y Corrubedo), *A. crecca* (estuario de Miño), *Calidris alpina* (Ortigueira, Baldaio, ensenada da Ínsua y estuario del Miño), *Charadrius hiaticula* (ensenada da Ínsua), *Pluvialis squatarola* (Carnota y estuario del Miño) y *Vanellus vanellus* (estuario del Miño).

Las especies con predominio de valores positivos fueron *Anas penelope* y *Haematopus ostralegus*. Al contrario de lo que ocurre con las especies que muestran tendencias de fuerte declive, casi todas las localidades tienen alguna especie con fuerte incremento ($TCA > 5\%$). Destacan por el número de localidades en las que se ha dado un fuerte incremento, *Anas crecca* (Urdaibai, bahía de Santander, ría de Villaviciosa y ría de Foz) y *A. penelope* (Santoña, bahía de Santander, ría de Ortigueira y O Grove).

3. Efecto del vertido del *Prestige* sobre la evolución de las poblaciones de aves acuáticas

Durante el período 1992-2009 la tendencia conjunta de las localidades elegidas para comprobar el efecto del vertido, fue de declive moderado para la abundancia total (TCA = -0,9%; $P < 0,05$) y para la abundancia de limícolas (TCA = -1,2%; $P < 0,05$), y estable para la abundancia de anátidas. No hubo una diferencia significativa entre las localidades expuestas y no expuestas al vertido del *Prestige*, en cuanto a las tendencias mostradas por la abundancia total, la abundancia de anátidas (Fig. 6) y la de limícolas (Fig. 7) (Wald = 8,59, g.l. = 10, $P = 0,571$; Wald = 6,88, g.l. = 13, $P = 0,908$; Wald = 6,00, g.l. = 5, $P = 0,306$, respectivamente).

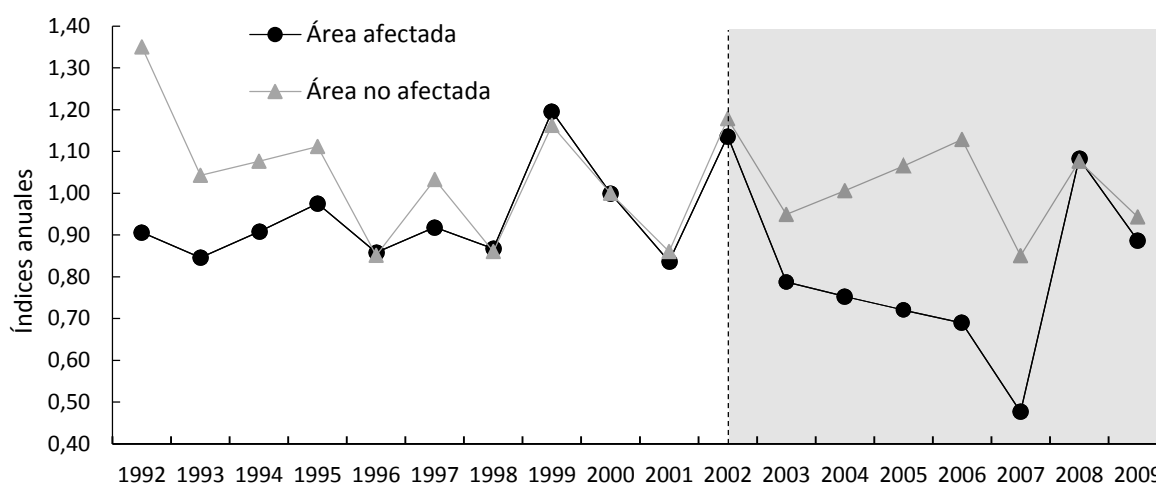


FIGURA 6. Tendencias poblacionales de las anátidas invernantes en el Atlántico en las áreas afectadas y no afectadas por el *Prestige*. Los valores del eje de ordenadas son los índices anuales imputados por el modelo de tendencia lineal desarrollado por el TRIM (Índice anual del año 2000 = 1). El área sombreada incluye los años posteriores al accidente del *Prestige*.

DISCUSIÓN

Durante el periodo 1990-2009 el número de aves acuáticas invernantes mostró una tendencia positiva en el conjunto del área de estudio (Miño-Txigundi). Este dato está de acuerdo con la tendencia general positiva en España. Paradójicamente, dentro de la mayoría de las localidades (9 de 16) la tendencia fue negativa.

Por otro lado las tendencias negativas fueron más frecuentes en los lugares pequeños que en los grandes.

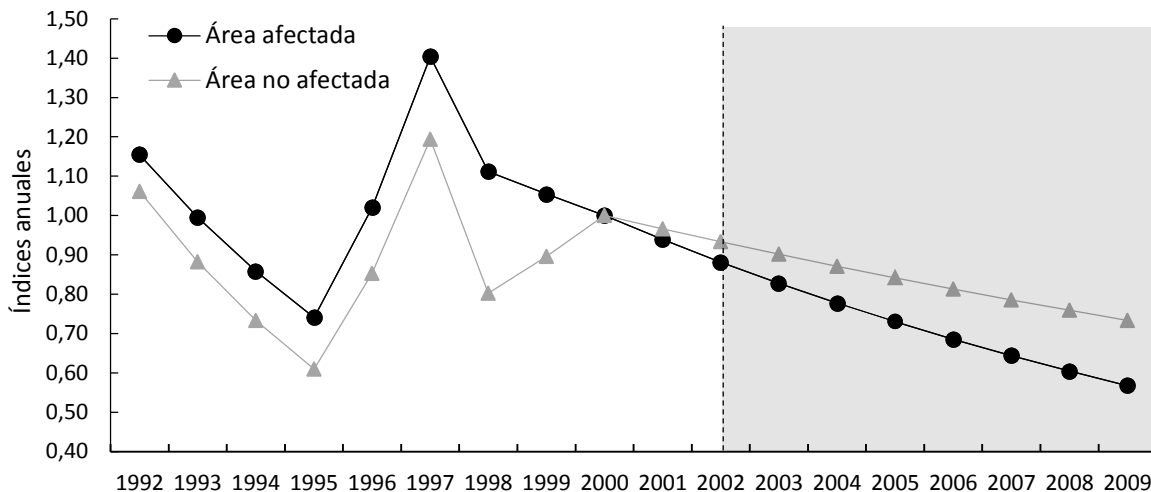


FIGURA 7. Tendencias poblacionales de las limícolas invernantes en el Atlántico en las áreas afectadas y no afectadas por el *Prestige*. Los valores del eje de ordenadas son los índices anuales imputados por el modelo de tendencia lineal desarrollado por el TRIM (Índice anual del año 2000 = 1). El área sombreada incluye los años posteriores al accidente del *Prestige*.

La abundancia de aves acuáticas durante el período 1990-2009 se incrementó hacia el este y disminuyó en las localidades situadas en el oeste. Esto sugiere un desplazamiento de la invernada desde el Atlántico al Cantábrico, que concuerda con los desplazamientos hacia el este o nordeste que se han comprobado en Europa (Austin y Rehfisch 2005, Maclean *et al.* 2008, Sauter *et al.* 2010, Lehikoinen *et al.* 2013). En estos estudios los cambios de distribución invernal se han relacionado con el cambio climático reciente que ha generado un aumento de las temperaturas invernales, haciendo los inviernos más cálidos y permitiendo a las aves invernar más cerca de sus lugares de cría. Este fenómeno es conocido como *short stopping* (Austin y Rehfisch 2005). En España se ha producido una elevación bastante general de la temperatura media anual desde mediados de los años 70 del siglo XX, ligeramente superior a la observada globalmente, siendo el calentamiento más evidente en invierno (De Castro *et al.* 2005). Este calentamiento podría explicar el desplazamiento hacia el este de la invernada de aves en el área de estudio.

Según Clemens *et al.* (2014 y referencias allí contenidas), es necesario el establecimiento de unos límites adecuados de las áreas importantes para realizar estudios más amplios de seguimiento y estimar los tamaños y tendencias de poblaciones. Cuando los límites de estas áreas son inadecuados reducen la sensibilidad de los programas de seguimiento lo que a su vez repercute en una inadecuada gestión de los espacios. Para evitarlo es necesario considerar áreas

funcionales y conocer qué humedales están relacionados ecológicamente con movimientos de aves acuáticas entre ellos. Así, para poder valorar de forma adecuada las tendencias observadas en nuestro estudio sería fundamental, además de conocer los factores que están actuando en la distribución de las aves invernantes, comprobar la conexión entre las distintas poblaciones de los humedales de la costa Cántabro-Atlántica.

Hubo 5 localidades que se escapan al patrón general de descenso de la abundancia en el Atlántico y aumento en el Cantábrico. Por un lado San Simón y O Grove situadas en el Atlántico muestran tendencia positiva. Estas son las localidades con mayor superficie y número de aves del Atlántico por lo que podrían mostrar una mayor estabilidad, es decir, una mayor resistencia de la comunidad frente a estos cambios ambientales. Por otro lado, Ortigueira, Ribadeo y Urdaibai situadas en el Cantábrico, muestran una tendencia negativa, que podría ser debida, al menos en parte, a factores locales. En el caso de Ortigueira desde el año 1997 al 2009 ha habido cambios en la producción de almeja (*Venerupis corrugata*, *Venerupis philippinarum* y *Ruditapes decussatus*) y berberecho (*Cerastoderma edule*) en la ría (Xunta de Galicia 2014), de modo que la producción de almeja ha disminuido mientras que la de berberecho ha aumentado. Esto podría ser el resultado de un cambio en los sedimentos, con un aumento de la arena con respecto a los limos, tal como ha sucedido en la ría de Foz en donde el cambio del tipo de sedimentos ha provocado la disminución de *Cerastoderma edule* (Castellanos *et al.* 2003). Es interesante señalar que en Ortigueira la evolución de los efectivos de *C. alpina* (que representa el 12% de las aves acuáticas de la ría) ha ido pareja a la producción en kilogramos de almeja ($r_s = 0,753$, $P = 0,0091$, $n = 13$ años). Esta relación no significa que las almejas sean un parte importante de la dieta de *C. alpina* sino que es un reflejo de cambios en el sedimento y por tanto de la comunidad de bentónicos que sí podría incluir cambios en la presa base de la alimentación de esta especie. En el estuario del Tajo, *C. alpina* prefiere como área de alimentación durante el invierno los sedimentos limosos a los arenosos, y ello está relacionado probablemente con dos factores: la abundancia de presas y la detectabilidad de las mismas (Santos *et al.* 2005).

En la ría de Ribadeo el declive de la abundancia de aves acuáticas afectó principalmente a especies herbívoras (*Fulica atra*, *Anas acuta* y *A. penelope*) y coincidió en el tiempo con la destrucción de un 25% de la superficie de *Zostera* spp. en el estuario debido principalmente a los cultivos de ostra (Salaverri 2010). Así, la tendencia negativa en esta localidad podría explicarse al disminuir la cantidad de alimento y de nuevo estar provocada por un factor local. Finalmente, en Urdaibai en los últimos diez años, una intrusión de arenas procedentes de la

playa de Laida (municipio de Ibarangelua) ha invadido la zona de marisma baja que era utilizada por los limícolas. Este dato de mayor presencia de arenas en limos ha provocado el descenso de la producción de almeja y también la disminución de *C. alpina* y *P. squatarola* (31,1% de las acuáticas de la ría) (Hidalgo *com. pers.*). Como en el caso de Ortigueira, la disminución de la población de almeja no tiene que ser causa directa de la disminución de *C. alpina* y *P. squatarola* sino que es un reflejo de cambios en el sustrato que pueden haber afectado a sus especies presa.

El hecho de que las 11 tendencias con fuerte declive ($TCA > -5\%$) se concentren en 6 localidades situadas en el oeste del área de estudio, Ortigueira (2 especies), Baldaio (1), ensenada da Ínsua (2), Carnota (1), Corrubedo (1) y estuario del Miño (4), apoyaría el desplazamiento de la invernada hacia el este. Las especies que más se ajustaron al patrón general de cambio, es decir, un mayor número de tendencias negativas en el Atlántico y mayoría de tendencias positivas en el Cantábrico, fueron *C. alpina*, *A. platyrhynchos* y *A. crecca*. Teniendo en cuenta solo las tendencias de la región atlántica, el 47,4% de la población atlántica de *C. alpina* está en declive y solo el 2,9% mostraría una tendencia positiva. *A. platyrhynchos* tiene un 35,8% en declive y el 22,7% en aumento. Finalmente, *A. crecca* tiene un 20,5% de su población atlántica en declive y el 17,8% en aumento. De esta forma *C. alpina*, que representa alrededor de la cuarta parte de las aves invernantes en el área de estudio, parece ser la especie que está marcando el declive general de la abundancia en la fachada atlántica. Además *C. alpina* y *A. crecca* muestran 5 de las 11 tendencias de fuerte declive del área de estudio. Es de destacar que *C. alpina* fue la especie de limícola para la que se ha detectado un efecto más fuerte de los cambios de temperatura del mes de enero en el suroeste de Europa (Macleán *et al.* 2008). *Anas crecca* por su parte ha experimentado una tendencia negativa significativa en las marismas del Guadalquivir para el período 1978-2005 (Rendón *et al.* 2008). Estos autores señalan que también se ha constatado un declive a nivel del oeste del Mediterráneo y en la Camarga (Isenmann 2004). La razón de los cuales no están claras, aunque según Guillemain *et al.* (2005) pueden ser debidas a la redistribución de aves a otras áreas de invernada en Europa que están más próximas a las áreas de cría, lo que respalda el hecho de que los movimientos observados en nuestra área de estudio puedan ser debidos a esta misma razón.

Una única especie, *Phalacrocorax carbo*, parece no seguir el patrón de desplazamiento hacia el este, ya que tuvo mayoría de tendencias positivas en el Atlántico y estables o negativas en el Cantábrico. Hasta el año 2002 la procedencia de la gran mayoría de los *P. carbo* de Galicia era de Gran Bretaña e Irlanda y por lo tanto pertenecientes a la subespecie *P. carbo carbo*

(83,4%, $n = 114$ anillamientos). A partir del 2002 hasta el 2008 ha aumentado el número de aves de la subespecie *P. carbo sinensis* de origen continental (De Souza y Salaverri en prensa). Sin embargo, la distribución de *P. c. carbo*, en contraste con la de *P. c. sinensis*, es mayoritariamente litoral por lo que a pesar de este aumento de la segunda subespecie la mayoría de los *P. carbo* del área de estudio deben pertenecer a la subespecie *P. c. carbo* (De Souza y Salaverri en prensa). En nuestro caso, el desplazamiento de la especie hacia el oeste estaría en consonancia con la aproximación de las aves a invernar en áreas más próximas a sus lugares de cría debido al aumento de las temperaturas invernales. En el estudio de Maclean *et al.* (2008) *T. totanus* fue la única especie que en lugar de mostrar un desplazamiento de su área de invernada en dirección NE lo hizo en dirección NW, lo que se interpretó porque la procedencia de la mayoría de *T. totanus* invernantes en el NW de Europa pertenece a la subespecie *T. t. robusta* que nidifica en las islas Feroes e Islandia, al contrario que la mayoría de especies del estudio cuyo origen es Fenoscandia y Rusia. Así, el desplazamiento de *P. carbo* hacia el oeste en el área de estudio sería análogo a lo ocurrido con *T. totanus* en el NW de Europa.

En resumen, en el área de estudio hay un desplazamiento de aves hacia el este análogo al constatado en el resto de la fachada atlántica europea y que podría estar influenciado por el cambio climático. Los resultados sugieren un efecto a gran escala modulado a escala local por cambios concretos de la localidad o quizás por un efecto de amortiguación del declive en los sitios grandes.

En cuanto al efecto del *Prestige*, la diferencia entre las tendencias del área afectada y no afectada no fue significativa. Sin embargo, según la evolución que se muestra en la figura correspondiente a las anátidas (Fig. 6), las tendencias siguen una evolución pareja y con unos índices de cambio anual muy similares en ambas áreas hasta el año 2002. Pero a partir del año 2003 y hasta el 2008 los índices de cambio anual difieren mucho entre ambas áreas, y hay una divergencia en las tendencias entre el año 2003 y 2006, siguiendo las áreas afectadas una tendencia negativa y las no afectadas positiva, lo que podría indicar un efecto negativo del *Prestige*. Los índices de ambas áreas se igualan en los años 2008 y 2009. Se podría argumentar que el desplazamiento de aves hacia el este del área de estudio ha sido debido al efecto del *Prestige*, que afectó muy gravemente a las costas atlánticas donde provocó la muerte de cientos de miles de aves acuáticas marinas, uno de los mayores desastres de este tipo ocurridos en el mundo (Munilla *et al.* 2011). Sin embargo, hay dos indicios que muestran que aunque el efecto del *Prestige* podría haber influido, al menos otro factor está actuando. Primero, la tendencia negativa de las aves limícolas parece comenzar en el año 2000, antes del accidente. Segundo,

las tendencias de *C. alpina* (que representa una parte importante de las aves acuáticas invernantes) son negativas y muy significativas en dos áreas no afectadas por el *Prestige*: la ensenada de O Grove (TCA = -1%) y el estuario del Miño (TCA = -13%).

En el área de estudio la mayoría de las especies se mostraron estables. Sin embargo, a escalas mayores las especies mostraron mayoritariamente tendencias positivas. De esta forma, al comparar las tendencias de las especies en el área de estudio con sus tendencias a escalas geográficas mayores se comprobó que, en general, las tendencias dentro del área de estudio no fueron consistentes con las tendencias a nivel español y de toda la ruta migratoria. El 56% de las especies permanecieron estables en el área de estudio cuando la mayoría de ellas tienen una tendencia positiva tanto a nivel español como de la ruta migratoria del Atlántico Oriental.

La mayor proporción de especies con tendencias positivas que negativas en el área de estudio coincide con lo observado en otras áreas geográficas. En 7 de los 8 trabajos realizados en países europeos en los que se analizan las tendencias de más de 10 especies de aves acuáticas se pudo comprobar que el número de especies con tendencias positivas resultó mayor que el de las especies con tendencia negativa (Musil *et al.* 2011).

En el área de estudio hay que destacar las tendencias de dos especies: *Limosa limosa* y *Anas clypeata*. *L. limosa* ha sido la única especie que mostró un fuerte incremento con una TCA= 13%, lo que está de acuerdo con la gran expansión de la subespecie *L. l. islandica* que se ha percibido en toda la ruta migratoria (Gill *et al.* 2007). *A. clypeata* es la única especie que ha demostrado declive en nuestro estudio en contraste con su tendencia positiva a nivel español, en la ruta migratoria y en otras zonas cercanas a la estudiada. Por ejemplo en los humedales Terra Chá (50 km hacia el interior) la tendencia para el período 1987-2010 fue positiva (TCA = +4%) (Salaverri 2010). Es necesario considerar que el descenso en el área de estudio está provocado por el fuerte declive que la especie mostró en Ortigueira (32% de la población invernante, TCA = -10%). Es posible que los cambios ocurridos en la ría de Ortigueira comentados anteriormente hayan influido en el descenso de los números de esta especie en el conjunto del área de estudio.

En este estudio se ha comprobado la importancia de la combinación de diversas escalas geográficas para que cambios a nivel local no queden enmascarados por análisis efectuados a mayor escala (regional o estatal). El desglose de los índices de las tendencias a escalas geográficas menores puede explicar mejor las tendencias a mayor escala. Estos índices locales pueden actuar como un sistema temprano de aviso, sirviendo para resaltar posibles declives

antes de que se hagan aparentes a niveles geográficos mayores (Austin y Rehfish 2005). Por otra parte, si tomamos únicamente áreas de pequeño tamaño no detectamos cambios que pueden ocurrir a mayor escala. Por ejemplo, si en este estudio hubiésemos abarcado solamente el extremo occidental u oriental del área de estudio se comprobaría un declive o un aumento de la abundancia de aves acuáticas y no un desplazamiento dentro del área. Es interesante señalar también que como resultado de hacer una evaluación a pequeña escala de una respuesta debida a un factor que actúa a mayor escala podría generarse una alarma injustificada.

Por otro lado el análisis de los datos a largo plazo ha demostrado la utilidad de los censos de aves acuáticas para detectar cambios en el estado ecológico de los humedales. Además, el análisis a escala regional ha mostrado cuales son las localidades con problemas, en este caso, aquellas que se apartan del patrón general.

Los censos de aves acuáticas invernantes en Galicia comenzaron en 1972 y desde 1987 la Xunta de Galicia se encargó de su organización cubriéndose los principales humedales de la comunidad autónoma. A nivel regional estos censos posiblemente sean los que tienen una mayor calidad de toda la Península Ibérica tanto por su larga serie censal y cobertura como por el hecho de que son realizados siempre por los mismos censadores. Sin embargo, el acceso a esta información ha sido siempre dificultosa, lo cual sorprende dadas las facilidades que existen para la difusión de la información en la sociedad actual. Los censos de las localidades gallegas utilizados en este estudio han sido obtenidos a través de la web del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente pero aun así, la periodicidad de su publicación sigue siendo irregular. Todo lo contrario ocurre con los censos de aves acuáticas de Euskadi que son publicados anualmente en la web del Departamento de Medio Ambiente y Política Territorial del Gobierno Vasco. Este estudio llama la atención sobre la necesidad de disponer de toda la información proporcionada por los censos anuales de aves acuáticas inmediatamente después de su ejecución, como una herramienta imprescindible para conocer el estado de salud de nuestros humedales y para realizar una gestión correcta de los mismos.

BIBLIOGRAFÍA

- Albaigés, J., Morales-Nin, B. y Vilas, F. (2006) The *Prestige* oil spill: A scientific response. *Marine Pollution Bulletin*, 53: 205-207.
- Alonso-Álvarez, C., Munilla, I., López-Alonso, M. y Velando, A. (2007) Sublethal toxicity of the *Prestige* oil spill on yellow-legged gulls. *Environment International*, 33: 773-781.
- Amat, J.A. y Ferrer, X. (1988) Respuesta de los patos invernantes en España a diferentes condiciones ambientales. *Ardeola*, 35: 59-70.
- Atkinson, P.W., Austin, G.E., Rehfisch, M.M., Baker, H., Cranswick, P., Kershaw, M., Robinson, J., Langston, R.H.W., Stroud, D.A., Van Turnhout, C. y Maclean, M.D. (2006) Identifying declines in waterbirds: the effects of missing data, population variability and count period on the interpretation of long-term survey data. *Biological Conservation*, 130: 549-559.
- Austin, G.E. y Rehfisch, M.M. (2005) Shifting nonbreeding distributions of migratory fauna in relation to climatic change. *Global Change Biology*, 11: 31-38.
- Barros, A., Álvarez, D. y Velando, A. (2014) Long-term reproductive impairment in a seabird after the *Prestige* oil spill. Electronic Supplementary Material. *Biology Letters*, 10(4): 20131041.
- Bernis, F. (1964) *Información española sobre anátidas y fochas (época invernal)*. Sociedad Española de Ornitología, Madrid.
- Bibby, C.J., Burgess, N.D. y Hill, D.A. (1992) *Bird Census Techniques*. Academic Press, London.
- Blew, J., Günther, K., Laursen, K., Van Roomen, M., Südbeck, P., Eskildsen, K., Potel, P. y Rösner, H.-U. (2005) Overview of Numbers and Trends of Migratory Waterbirds in the Wadden Sea 1980-2000. *Migratory Waterbirds in the Wadden Sea 1980-2000* (eds. J. Blew y P. Südbeck), pp. 7-148. Wadden Sea Ecosystem No. 20. Common Wadden Sea Secretariat, Trilateral Monitoring and Assessment Group, Joint Monitoring Group of Migratory Birds in the Wadden Sea, Wilhelmshaven, Germany.
- Boere, G.C. y Stroud, D.A. (2006) The flyway concept: what it is and what it isn't. *Waterbirds around the world* (eds. G.C. Boere, C.A. Galbraith y D.A. Stroud), pp. 40-47. The Stationery Office, Edinburgh.
- Burger, J. (1997) Effects of oiling on feeding behaviour of Sanderling and Semipalmated Plovers in New Jersey. *Condor*, 99: 290-298.
- Castellanos, C., Hernández-Vega, S. y Junoy, J. (2003). Cambios bentónicos en la ría de Foz (Lugo) (noroeste de España) tras la construcción de un espigón. *Boletín Instituto Español Oceanografía*, 19 (1-4): 205-217.
- Colwell, M.A. (2010) *Shorebirds Ecology, Conservation and Management*. University of California Press, Berkeley.

- Clemens, R.S., Herrod, A. y Weston, M.A. (2014) Lines in the mud; revisiting the boundaries of important shorebird areas. *Journal for Nature Conservation*, 22(1): 59-67.
- De Castro, M., Martín-Vide, J. y Alonso, S. (2005) The climate of Spain: past, present and scenarios for the 21st century. *A Preliminary Assessment of the Impacts in Spain due to the Effects of Climate Change 2005* (coord. J.M. Moreno), pp. 1-62. Centro de Publicaciones Secretaría General Técnica. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.
- De Souza, J.A. y Lorenzo, M. (1991) Fluctuaciones poblacionales, importancia de las localidades y factores influyentes en los patos y fochas invernantes en Galicia. *Actas do Primeiro Congreso Galego de Ornitoloxía* (eds. A. Fernández-Cordeiro y J. Domínguez), pp. 35-67. Cursos e Congresos da Universidade de Santiago de Compostela, nº 66, Santiago de Compostela.
- De Souza, J.A. y Lorenzo, M. (2003) *Aves Acuáticas Invernantes en Galicia. Análisis de los censos de enero 1987-1999*. Dirección Xeral de Conservación da Natureza. Xunta de Galicia, Santiago de Compostela.
- De Souza, J.A. y Salaverri, L.J. (en prensa) Cormorán grande *Phalacrocorax carbo*. *Contribución a la migratología de las aves indígenas, migrantes e invernantes en Galicia* (eds. J.A. De Souza, A. Sandoval y J. Rodríguez). Monografías de la Sociedade Galega de Ornitoloxía.
- Deceuninck, B. y Maheo, R. (2000) *Synthesis of counts and trend analyses of wintering waders in France 1978-1999*. Ligue pour la Protection des Oiseaux (LPO) (BirdLife France), Wetlands International, Wageningen.
- Delany, S., Reyes, R., Hubert, E., Pihl, S., Rees, E., Haanstra, L. y Van Strien, A. (1999) *Results from the international waterbird census in the Western Palearctic and Southwest Asia 1995 and 1996*. Wetlands International. Publication No. 54, Wageningen.
- Dugan, P.J., Evans, P.R., Goodyear, L.R. y Davidson, N.C. (1981) Winter fat reserves in shorebirds: disturbance of regulated levels by severe weather conditions. *Ibis*, 123: 359-363.
- EEA (2004) *Impact of Prestige accident on the coastal environment*. European Environment Agency. Extraído de <http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/figures/impact-of-prestige-accident-on-the-coastal-environment>.
- Evans, P.R., Goss-Custard, J.D. y Hale, W.G. (eds.) (1984) *Coastal Waders and Wildfowl in winter*. Press Syndicate of the University of Cambridge, Cambridge.
- Fernández-García, J.M., Gracianteparaluceta, A. y Planillo, A. (2012) *Abundancia, distribución y tendencia de las poblaciones de aves acuáticas invernantes en la comunidad autónoma del País Vasco*. Departamento de Medio Ambiente y Política Territorial. Gobierno Vasco. Extraído de http://www.ingurumena.ejgv.euskadi.net/contenidos/inventario/acuaticas_invernantes/es_bio/adjuntos/1969-2010.pdf.
- Fox, A.D. y Madsen, J. (1997) Behavioural and distributional effects of hunting disturbance on waterbirds in Europe: implications for refuge design. *Journal of Applied Ecology*, 34: 1-13.

- Friend, M. y Franson, J.C. (eds.) (1999) *Field Manual of Wildlife Diseases. General Field Procedures and Diseases of Birds*. Cap. 42 Oil. U.S. Geological Survey, Biological Resources Division Information and Technology Report, Washington. Extraído de http://www.nwhc.usgs.gov/publications/field_manual/field_manual_of_wildlife_diseases.pdf.
- Furness, R.W., Greenwood, J.J.D. y Jarvis, P.J. (1993) Can birds be used to monitor the environment? *Birds as monitors of environmental change* (eds. R.W. Furness y J.J.D. Greenwood), pp. 1-41. Chapman & Hall, London.
- García-Oliva, J. y Aja, J.J. (1992) La comunidad de aves acuáticas de las Marismas de Santoña. *Cuadernos de Trasmiera*, III: 13-70. Merindad de Trasmiera, Santoña.
- Gill, J.A., Langston, R.H.W., Alves, J.A., Atkinson, P.W., Bocher, P., Cidraes Vieira, N., Crockford, N.J., Gélinaud, G., Groen, N., Gunnarsson, T.G., Hayhow, B., Hooijmeijer, J., Kentie, R., Kleijn, D., Lourenço, P.M., Masero, J.A., Meunier, F., Potts, P.M., Roodbergen, M., Schekkerman, H., Schröder, J., Wymenga, E. y Piersma, T. (2007) Contrasting trends in two Black-tailed Godwit populations: a review of causes and recommendations. *Wader Study Group Bulletin*, 114: 43-50.
- Gill, J.A., Norris, K., Potts, P.M., Gunnarsson, T.G., Atkinson, P.W. y Sutherland, W.J. (2001) The buffer effect and large-scale population regulation in migratory birds. *Nature*, 412: 436-438.
- Gobierno Vasco (2014) *Censos de aves acuáticas invernantes en la Comunidad Autónoma del País Vasco*. Extraído de http://www.ingurumena.ejgv.euskadi.net/r49-orokorra/es/contenidos/inventario/acuaticas_invernantes/es_bio/indice.html.
- González, R. y Pérez-Aranda, D. (2011) *Las aves acuáticas invernantes en España, 1980-2009*. SEO/BirdLife, Madrid.
- Gotelli, N. y Ellison, A.M. (2004) *A primer of ecological statistics*. Sinauer Associates, Sunderland.
- Green, A.J. y Figuerola, J. (2003) Aves acuáticas como bioindicadores en los humedales. *Ecología, manejo y conservación de los humedales* (ed. M. Paracuellos), pp. 47-60. Colección Actas, 49. Instituto de Estudios Almerienses (Diputación de Almería), Almería.
- Greenwood, J.J.D. y Gibbons, D. (2008) Why counting is so important and where to start. *A Best Practice Guide for Wild Bird Monitoring Schemes* (eds. P. Voříšek, A. Klvanova, S. Wotton y R.D. Gregory), pp. 10-20. JAVA, Trebon.
- Guillemain, M., Mondain-Monval, J.Y., Johnson, A.R. y Simon, G. (2005) Long-term climatic trend and body size variation in teal *Anas crecca*. *Wildlife Biology*, 11: 81-88.
- Isenmann, P., (2004) *Les oiseaux de Camargue et leurs habitats: une histoire de cinquante ans 1954-2004*. Ecologie. Buchet Chastel, Paris.
- Jackson, S.F., Kershaw, M. y Gaston, K.J. (2004) The buffer effect and the selection of protected areas for waterbirds in Britain. *Biological Conservation*, 120: 137-143.

- Jenssen, B.M. (1994) Review article: effects of oil pollution, chemically treated oil, and cleaning on thermal balance of birds. *Environmental Pollution*, 86(2): 207-215.
- Junoy, J., Castellanos, C., Viéitez, J.M., De La Huz, M.R. y Lastra, M. (2005) The macroinfauna of the Galician sandy beaches (NW Spain) affected by the *Prestige* oil-spill. *Marine Pollution Bulletin*, 50: 526-536.
- Lehikoinen, A., Jaatinen, K., Vähätalo, A.V., Clausen, P., Crowe, O., Deceuninck, B., Hearn, R., Holt, C.A., Hornman, M., Keller, V., Nilsson, L., Langendoen, T., Tománková, I., Wahl, J. y Fox, A.D. (2013). Rapid climate driven shifts in wintering distributions of three common waterbird species. *Global Change Biology*, 19(7): 2071-2081.
- Maclean, I.M.D., Austin, G.E., Rehfish, M.M., Blew, J., Crowe, O., Delany, S., Devos, K., Deceuninck, B., Günther, K., Laursen, K., Roomen, M.V. y Wahl, J. (2008) Climate change causes rapid changes in the distribution and site abundance of birds in winter. *Global Change Biology*, 14: 2489-2500.
- Madsen, J. y Fox, A.D. (1995) Impacts of hunting disturbance on waterbirds - a review. *Wildlife Biology*, 1: 193-207.
- MAGRAMA (2014a) Censos de aves acuáticas. Extraído de http://www.magrama.gob.es/es/biodiversidad/temas/inventarios-nacionales/inventario-especies-terrestres/ieet_aves_sist_seg_censos_acuat_invernantes.aspx.
- MAGRAMA (2014b) Los espacios protegidos Natura 2000 en España. Extraído de http://www.magrama.gob.es/es/biodiversidad/temas/espacios-protegidos/red-natura-2000/rn_espana_espacios.aspx.
- Martí, R. y Del Moral, J.C. (Eds.). (2003) *La invernada de aves acuáticas en España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-SEO/BirdLife. Organismo Autónomo de Parques Nacionales, Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.
- Moser, M.E. (1988) Limits to the numbers of Grey Plover *Pluvialis squatarola* wintering on British estuaries: an analysis of long-term population trends. *Journal of Applied Ecology*, 25: 473-486.
- Munilla, I., Arcos, J.M., Oro, D., Álvarez, D., Leyenda, P.M. y Velando, A. (2011). Mass mortality of seabirds in the aftermath of the *Prestige* oil spill. *Ecosphere*, 2(7), art83.
- Musil, P., Musilova, Z., Fuchs, R. y Polakova, S. (2011) Long-term changes in numbers and distribution of wintering waterbirds in the Czech Republic, 1966-2008. *Bird Study*, 58: 450-460.
- Navedo, J.G., Masero, J.A., Sanchez-Guzman, J.M., Abad-Gomez, J.M., Gutierrez, J.S., Sanson, E.G., Villegas, A., Costillo, E., Corbacho, C. y Moran, R. (2012) International importance of Extremadura, Spain, for overwintering migratory dabbling ducks: a role for reservoirs. *Bird Conservation International*, 22: 316-327.
- Newton, I. (1998) *Population Limitation in Birds*. Academic Press, London.
- Newton, I. (2008) *The Migration Ecology of Birds*. Academic Press, Amsterdam.

- Pannekoek, J. y Van Strien, A. (2001) *TRIM 3.2 Manual (Trends & Indices for Monitoring Data)*. Statistics Netherlands, Voorburg.
- Pannekoek, J., Van Strien, A.J. y Gmelig A.W. (2005) *TRIM version 3.54*. Statistics Netherlands. Extraído de <http://www.cbs.nl/en-GB/menu/themas/natuur-milieu/metho-den/trim/default.htm>.
- Paracuellos, M. y Tellería, J.L. (2004) Factors affecting the distribution of a waterbird community: the role of habitat configuration and bird abundance. *Waterbirds*, 27: 446-453.
- Peón, P., Torices, R. y Méndez, M. (2007) Anátidas invernantes en Asturias (1988-2004). I: patrones generales de distribución y abundancia. *El Draque*, 7: 3-16.
- Quinn, G.P. y Keough, M. (2003) *Experimental Design and Data Analysis for Biologists*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Rendón, M.A., Green, A.J., Aguilera, E. y Almaraz, P. (2008) Status, distribution and long-term changes in the waterbird community wintering in Doñana, south-west Spain. *Biological Conservation*, 141: 1371-1388.
- Ridgill, S.C. y Fox, A.D. (1990) *Cold weather movements of waterfowl in Western Europe*. IWRB Special Publication No. 13, Slimbridge.
- Rönka, M.T.H., Saari, C.L.V., Lehtikoinen, E.A., Suomela, J. y Hakkila, K. (2005) Environmental changes and population trends of breeding waterfowl in northern Baltic Sea. *Annales Zoologici Fennici*, 42: 587-602.
- Rose, P.M. y Scott, D.A. (1997) *Waterfowl Population Estimates*. Wetlands International Publication No. 44, Wageningen.
- Salaverri, L.J. (2010) *Tendencias poblacionales de las aves acuáticas invernantes en el noreste de Galicia*. Trabajo de investigación tutelada. Departamento de Biología Celular e Ecoloxía, Universidade de Santiago de Compostela. Extraído de http://www.fragasdomandeo.org/wp-content/uploads/2013/04/Salaverri_TendenciaAcuaticasInvernantesGalicia.pdf.
- Santos, C.D., Granadero, J.P. y Palmeirim, J.M. (2005) Feeding ecology of Dunlin *Calidris alpina* in a southern European estuary. *Ardeola*, 52(2): 235-252.
- Sauter, A., Korner-Niervergelt, F. y Jenni, L. (2010) Evidence of climate change effects on within-winter movements of European Mallards *Anas platyrhynchos*. *Ibis*, 152: 600-609.
- SIGPAC Extraído de <http://sigpac.mapa.es/fega/visor/>.
- Silva, J.P., Phillips, L., Jones, W., Eldridge, J. y O'Hara, E. (2007) *LIFE and Europe's Wetlands: Restoring a vital ecosystem*. Office for Official Publications of the European Communities, Luxemburgo.
- Smit, C.J. (1989) Perspectives in using shorebird counts for assessing long-term changes in wader numbers in the Wadden Sea. *Helgoländer Meeresunters*, 43: 367-383.

- Suter, W. (1995) Are Cormorants *Phalacrocorax carbo* wintering in Switzerland approaching carrying capacity? An analysis of increase patterns and habitat choice. *Ardea*, 83(1): 255-266.
- Tellería, J.L. (1986) *Manual para el censo de los vertebrados terrestres*. Raíces, Madrid.
- Tellería, J.L. (1988) Caracteres generales de la invernada de aves en la Península Ibérica. *Invernada de Aves en la Península Ibérica* (ed. J.L. Tellería), pp. 13-22. Monografías de la S.E.O., nº 1, Madrid.
- Underhill, L. y Gibbons, D. (2002). Mapping and monitoring bird populations: their conservation uses. *Conserving Bird Biodiversity. General principles and their application* (eds. K. Norris y D. Pain), pp. 34-60. Cambridge University Press, Cambridge.
- Van Der Meer, J., Duin, R.N.M. y Meininger, P.L. (1996) Statistical analysis of long-term monthly Oystercatcher *Haematopus ostralegus* counts. *Ardea*, 84A: 39-55.
- Van Roomen, M., Laursen, K., Van Turnhout, C., Van Winden, E., Blew, J., Eskildsen, K., Günther, K., Hälterlein, B., Kleefstra, R., Potel, P., Schrader, S., Luerssen, G. y Ens, B. (2012) Signals from the Wadden sea: population declines dominate among waterbirds depending on intertidal mudflats. *Ocean & Coastal Management*, 68: 79-88.
- Van Roomen, M., Van Winden, E. y Van Turnhout, C. (2011) *Analyzing population trends at the flyway level for bird populations covered by the African Eurasian Waterbird Agreement: details of a methodology*. SOVON-information report 2011/05. SOVON Dutch Centre for Field Ornithology, Nijmegen.
- Van Strien, A.J., Pannekoek, J. y Gibbons, D.W. (2001) Indexing European bird population trends using results of national monitoring schemes: a trial of a new method. *Bird Study*, 48: 200-213.
- Wernham, C.V., Toms, M.P., Marchant, J.H., Clark, J.A., Siriwardena, G.M. y Baillie, S.R. (eds.) (2002) *The Migration Atlas: Movements of the Birds of Britain and Ireland*. T. & A.D. Poyser, London.
- Wetlands International (2002) *Waterbird Population Estimates*. Third Edition. Wetlands International Global Series No. 12, Wageningen.
- Wetlands International & SOVON (2011) *Analysis of trends of selected waterbird populations in the African-Eurasian Waterbird Agreement Area*. Web resource. Wetlands International, Wageningen. Extraído de <http://www.wetlands.org/AfricanEurasianWaterbirdCensus/AEWAConservationStatusReview/tabid/2578/Default.aspx>.
- Xunta de Galicia (2014) *Estadísticas de la Consellería do medio rural e do mar*. Extraído de <http://www.pescadegalicia.com/estadisticas.html>.

ANEXO I. Tasas de cambio anual promediado (TCA) (Pannekoek *et al.*, 2005) de las poblaciones de aves invernantes en 16 localidades, en el área de estudio, en España y en la ruta migratoria del Atlántico Oriental. Se indica el nivel de significación (***P* < 0.01). Los colores indican la clasificación de la tendencia según las categorías propuestas por Pannekoek *et al.* (2005): **Fuerte incremento** (TCA > 5%, *P* < 0,01), **incremento moderado** (TCA > 0% y < 5%, *P* < 0,01), **estable** (TCA > -5% y < +5%, *P* > 0,01), **fuerte declive** (TCA > -5%, *P* < 0,01) y **declive moderado** (TCA < 0% y < -5%, *P* < 0,01). Lugares: TX = Txingudi; UR = Urdaibai; SA = Santoña; BS = Santander; VI = Villaviciosa; RI = Ribadeo; FO = Foz; OR = Ortigueira; VA = Valdoviño + Doniños; BA = Baldaio; IN = Ensenada da Ínsua + Traba; CA = Carnota + Louro; CO = Corrubedo; GR = O Grove; SS = San Simón; MI = Miño; AE = Área de estudio; ES = España; RM = Ruta migratoria del Atlántico Oriental.

	TX	UR	SA	BS	VI	RI	FO	OR	VA	BA	IN	CA	CO	GR	SS	MI	AE	ES	RM
<i>A acuta</i>	—	—	—	—	—	-4%**	—	+7%**	—	—	—	—	—	+7%**	—	—	+2%	+5%**	+1%**
<i>A clypeata</i>	—	—	+12%**	+6%**	—	—	—	-10%**	—	—	—	—	-14%**	+1%**	—	—	-3%**	+3%**	+4%**
<i>A crecca</i>	—	+21%**	+9%**	+6%**	+6%**	—	+9%**	0%	—	—	-4%**	1%	-5%**	+2%**	—	-9%**	+2%**	+1%**	+3%**
<i>A penelope</i>	—	—	+9%**	+30%**	—	-5%**	—	+6%**	—	—	—	—	—	+7%**	+3%**	—	+3%**	-3%**	+1%**
<i>A platyrhynchos</i>	—	—	+2%**	+2%**	+17%**	+3%**	-3%**	-5%**	+2%**	—	-2%**	-2%**	0%	+3%**	-2%**	-3%**	0%	+2%**	-1%**
<i>A cinerea</i>	—	-2%	—	—	—	—	—	—	—	-8%**	-3%**	—	—	+1%**	-1%	+2%**	0%	+5%**	+2%**
<i>A ferina</i>	—	—	—	+11%**	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	-1%	-6%**	-2%**
<i>C alpina</i>	+4%**	—	+8%**	—	—	—	—	-12%**	—	-9%**	-6%**	-10%**	+1%	-1%**	+2%**	-13%**	0%	+8%**	+1%**
<i>C hiaticula</i>	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	-9%**	—	—	+8%**	—	—	+2%	+13%**	+2%**
<i>F atra</i>	+10%**	—	+1%**	-2%**	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	-6%**	-1%	0%	-1%
<i>H ostralegus</i>	—	—	—	—	—	—	—	+2%**	—	—	-1%	+6%**	+8%**	+1%**	—	+7%**	+2%**	+2%**	-2%**
<i>L lapponica</i>	—	—	—	—	—	—	+3%**	—	—	—	+1%	—	—	+4%**	—	—	+2%	+12%**	+1%**
<i>L limosa</i>	—	—	+8%**	—	—	—	—	—	—	—	+5%**	—	—	+13%**	—	—	+13%**	+4%**	+3%**
<i>N arquata</i>	—	—	-1%**	—	—	-2%**	+2%**	—	—	0%	-5%**	-3%**	-5%**	+6%**	—	-5%**	0%	+2%**	+2%**
<i>P carbo</i>	-2%	-2%**	+1%	—	-2%**	—	—	+4%**	-2%	—	+4%**	+2%**	+6%**	+1%	+1%**	+3%**	+1%**	+4%**	+5%**
<i>P squatarola</i>	—	-5%**	+4%**	—	—	—	—	-5%**	—	—	+1%	-12%**	—	+1%**	+2%**	-8%**	0%	+4%**	+3%**
<i>T totanus</i>	—	-1%	+9%**	—	—	—	—	-3%**	—	—	—	—	—	+1%**	—	—	+3%**	+7%**	+2%**
<i>V vanellus</i>	—	—	—	—	—	—	—	-1%	—	—	+5%**	—	—	—	—	-9%**	—	+8%**	+4%**
Anátidas	—	—	+8%**	+7%**	+11%**	-3%**	+2%**	0%	0%	—	-2%**	-3%**	-4%**	+3%**	0%	-7%**	+2%**	+1%**	—
Limícolas	+5%**	-4%**	+5%**	+5%**	—	-6%**	+2%**	-4%**	-3%**	-7%**	-2%**	-3%**	-3%**	+1%**	+2%**	-5%**	+2%**	+6%**	—
Ardeidas	—	0%	+7%**	—	—	-1%	-2%	+4%**	—	—	-1%	+2%	-1%	0%	+1%	+2%**	+3%**	+3%**	—
Abundancia	+7%**	-1%**	+5%**	+6%**	+10%**	-4%**	+1%**	-1%**	-2%**	-7%**	-1%**	-2%**	-3%**	+1%**	+1%**	-5%**	+2%**	+2%**	—
Riqueza	+3%**	—	+2%**	+2%	+6%**	0%	+5%**	+2%	0%	-1%	-1%	-1%	0%	0%	0%	-1%	+1%**	—	—



Capítulo II



Cambios en el área de distribución de las aves de Galicia
(1979-1998)



INTRODUCCIÓN

La influencia humana en el sistema climático es clara, y las emisiones antropogénicas recientes de gases invernadero son las más altas de la historia. Los cambios climáticos recientes han tenido impactos generalizados sobre los sistemas naturales. Es extremadamente probable que más de la mitad del aumento de la temperatura de la superficie terrestre observado desde 1951 hasta 2010 fuera causado por el aumento de las concentraciones de gases invernadero conjuntamente con otros factores también generados por el hombre (IPCC 2014). La temperatura de la superficie de la Tierra ha aumentado paulatinamente en las tres últimas décadas (1980-2010). Además, estas tres décadas han sido las más cálidas desde que se tienen datos y por lo tanto, la primera década del siglo XXI ha sido la más cálida de toda la serie. La temperatura global media combinada de la superficie marina y terrestre, calculada como tendencia lineal, aumentó 0,85° C durante el período 1880-2012, de los que cerca de 0,72° C corresponden al período 1951-2012. En el hemisferio norte las temperaturas máximas de primavera se incrementaron 1,1° C entre 1950 y 2004. Estacionalmente, desde 1976, el calentamiento más grande sobre la tierra ha ocurrido durante el invierno y la primavera en el hemisferio norte, y las tasas más grandes de calentamiento ocurren en las regiones continentales de latitud media y alta del hemisferio norte (IPCC 2001, Vose *et al.* 2005, Hartmann *et al.* 2013). Los análisis sobre las tendencias recientes de la temperatura en España permiten confirmar que se ha producido una elevación bastante general de la temperatura media anual desde mediados de los años 70 del siglo XX, en una cuantía ligeramente superior a la observada globalmente, siendo el calentamiento más evidente en invierno (De Castro *et al.* 2005).

El cambio climático global está alterando significativamente la estructura y funcionamiento de muchos ecosistemas y, consecuentemente, los patrones espaciales y temporales de abundancia de las especies. Los efectos del cambio climático han sido demostrados en un amplio grupo de organismos, tanto vegetales como animales (Beebee 1995, Roy y Sparks 2000, Fitter y Fitter 2002, Moreno-Rueda *et al.* 2012). Estos se ven afectados en la fenología de diversos eventos, como son el brote de las hojas o la migración y la puesta de las aves; también son muy significativos los desplazamientos hacia latitudes altas y en altitud de las áreas de distribución (Parmesan y Yohe 2003, Root *et al.* 2003, Chen *et al.* 2011).

Las aves son muy móviles, fáciles de observar y de reconocer. Por eso, no es sorprendente que los cambios de abundancia o conducta en las aves debidos al cambio climático se encuentren entre los mejor documentados del mundo animal. Como consecuencia del cambio

climático se han observado en las aves cambios en las migraciones, en las fechas de nidificación y en el éxito reproductor, y también cambios en los límites de las áreas de distribución y en la composición de las comunidades (Møller *et al.* 2010).

Los atlas de aves nidificantes muestran la distribución de las especies de aves dentro de un ámbito geográfico determinado y son ampliamente usados en trabajos científicos sobre distribución y ecología, y en la planificación del uso del territorio (Dunn y Weston 2007). Una de las formas de verificar cambios en el área de distribución de las aves es la comparación de atlas de aves nidificantes sucesivos en el tiempo. De esta forma, han sido utilizados para comprobar cambios en la distribución de las aves atribuidos al cambio climático reciente (Thomas y Lennon 1999, Brommer 2004, Lemoine *et al.* 2007, Zuckerberg *et al.* 2009, Brommer *et al.* 2012). La predicción general es que, en el hemisferio norte, las especies de aves afectadas deberían de desplazar su área de distribución hacia el norte y hacia altitudes más altas. Varios estudios han calculado la magnitud de los cambios en los márgenes de distribución y la dirección de los mismos para un gran número de especies de aves; por ejemplo en Reino Unido (Thomas y Lennon 1999), en Finlandia (Brommer 2004, Brommer *et al.* 2012), en Estados Unidos, al este de la montañas Rocosas (Hitch y Leberg 2007), y en el estado de Nueva York (Zuckerberg *et al.* 2009). Brommer y Møller (2010) estandarizaron los resultados de estos estudios y así compararon la velocidad de desplazamiento en dirección norte para las especies con una distribución predominantemente sureña. Así, en el Reino Unido para un período de 16 años se ha señalado un desplazamiento significativo de 1,18 km/año. Igualmente, para este grupo de especies, en Finlandia durante un período de 7 años el desplazamiento ha sido de 2,69 km/año, mientras que en Estados Unidos en 27 años el desplazamiento al este de las Montañas Rocosas ha sido de 2,35 km/año y en el estado de Nueva York para un período de 15 años el desplazamiento fue de 0,64 km/año. Un problema para la interpretación de los resultados es el control del efecto de otros factores como son los cambios en los hábitats y en el uso del territorio (Jetz *et al.* 2007, Lemoine *et al.* 2007, Hockey *et al.* 2011, Barbet-Massin *et al.* 2012). En los estudios citados anteriormente también se verificó si el margen sureño de las especies norteadas se desplazaba igualmente hacia el norte. Esta sería una forma de control para la posibilidad de que aumentos de la totalidad del área de distribución explicasen desplazamientos de los márgenes del área de distribución. Así, si el cambio hacia el norte en los márgenes del área de distribución fuese debido a expansiones del área de distribución, los márgenes sureños de las especies norteadas se desplazarían hacia el sur. De todas formas, esta forma de control es imperfecta porque se asume que las especies de distribución nortea y sureña, constituyen

grupos homogéneos y tienen similares requerimientos biológicos aparte de los asociados con el clima.

Galicia está situada en el noroeste de la Península Ibérica, en el extremo suroccidental de la Región Atlántica Europea y en el límite con la Región Mediterránea, que ocupa el cuadrante sureste (Fig. 1). Por este motivo, varias especies de aves propias de la Región Mediterránea, ampliamente distribuidas por la Península Ibérica, tienen el borde norte de su área de distribución en Galicia. Esto convierte al territorio gallego en un lugar adecuado detectar cambios en el límite norte del área de distribución de especies mediterráneas. Como consecuencia del cambio climático se espera que estas especies hayan desplazado hacia el norte sus límites de distribución.

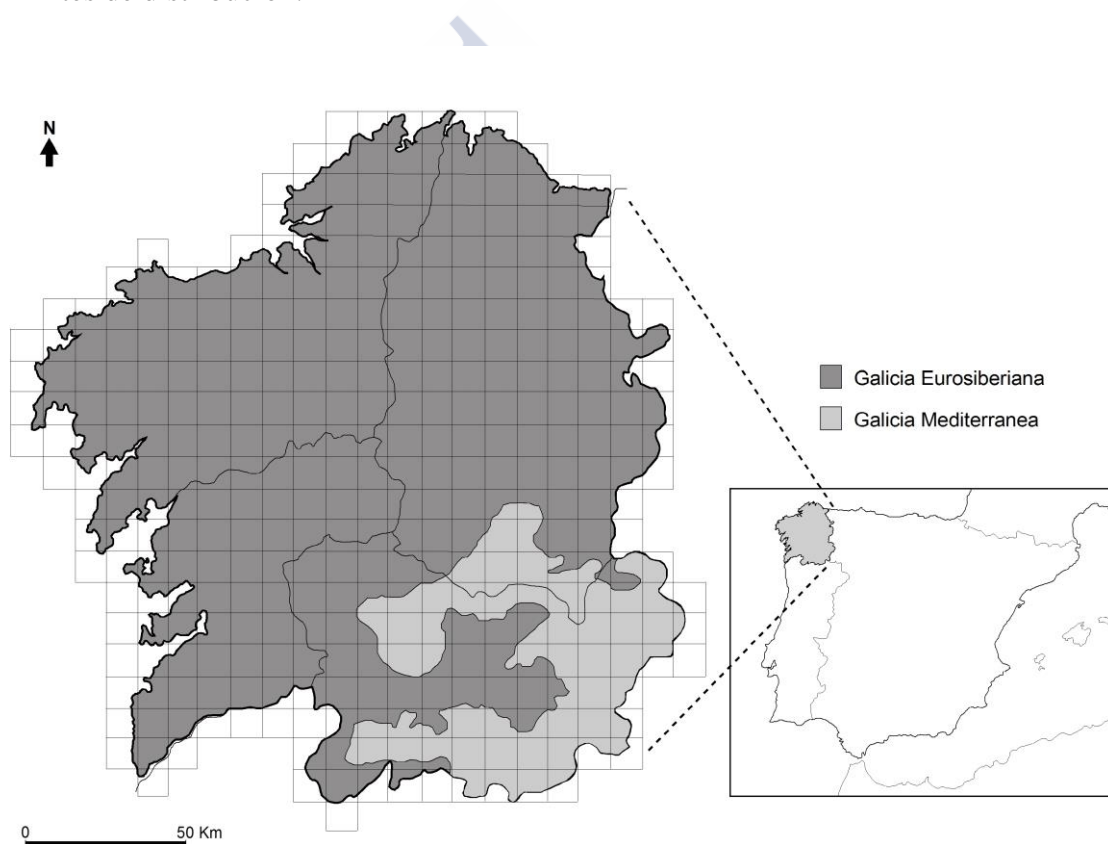


FIGURA 1. Mapa de Galicia con las regiones atlántica y mediterránea en Galicia, y la cuadrícula UTM de 10 x 10 km.

Este capítulo tiene como principal objetivo comprobar si el límite norte de las áreas de distribución de las especies de distribución sureña o meridional en Galicia se ha desplazado hacia el norte, lo que se podría derivar del citado cambio climático. Para ello se comparan dos atlas de nidificantes separados por un periodo de 19 años, el primero se realizó en la década de 1970 y el segundo en 1998-2002.

Un segundo objetivo es comprobar, en el caso de que estas especies hayan desplazado su área de distribución hacia el norte, si este cambio ha podido estar influido por los cambios de uso de la tierra. Durante el período de estudio, en Galicia (29.574 km² de superficie) ha habido un importante abandono de las tierras dedicadas a agricultura, un aumento de la superficie forestal y una disminución de la superficie de matorral. Corbelle y Crecente (2014) estiman que entre los años 1985 y 2005, la pérdida neta de superficie agrícola en Galicia fue de 145.903 ha (-16%) y que el incremento neto de la superficie arbolada fue de 269.000 ha (97%), a su vez la superficie de matorral ha disminuido en 201.869 ha (-21%). De acuerdo con este hecho es previsible que las especies de bosque hubieran mostrado un incremento de la superficie de su área de distribución, y a su vez, las aves ligadas a la agricultura y al matorral habrían disminuido su área.

MÉTODOS

En este estudio se cuantificó el cambio en latitud de la distribución de varias especies de aves en Galicia. Para ello se utilizaron los datos de dos atlas de aves nidificantes, el primero es un atlas que abarca exclusivamente Galicia y el trabajo de campo se llevó a cabo entre los años 1970 y 1979 (López y Guitián 1980). El segundo es un atlas a nivel español y los datos de campo se recogieron entre los años 1998 y 2002 (Martí y Del Moral 2003), desde este atlas no se ha realizado ninguno nuevo en Galicia. Entre la realización del trabajo de campo de ambos atlas transcurrió un período de 19 años. Los dos trabajos utilizan la cuadrícula UTM de 10 x 10 km y para cada especie se indica o no su presencia como nidificante. En el primer atlas (López y Guitián 1980) se recoge tanto información bibliográfica (período 1970-1979) como trabajo de campo realizado durante el año 1979. La prospección de este atlas es considerablemente incompleta y han quedado desatendidas 102 cuadrículas (28%) repartidas principalmente en dos áreas: sur de la provincia de Pontevedra y zona central de la provincia de Lugo. Con todo, el muestreo llevado a cabo incluye la mayoría de los hábitats del noroeste ibérico, montaña del este y sureste, los valles más cálidos, la Galicia baja y buena parte de la costa. La intensidad del muestreo, en término de número de registros ofrecidos por cuadrícula, tiene tres focos: zonas sur de la provincia de A Coruña y norte de Pontevedra, sureste de Lugo-noroeste de Ourense, y parte del sector centro de la provincia de Ourense. En el segundo atlas la cobertura fue mejor con un mayor número de participantes (Martí y Del Moral 2003) aunque en el trabajo no se hace referencia concreta a la intensidad de muestreo realizada en Galicia. Esta diferencia de

muestreo entre los dos atlas se aprecia principalmente en las especies más comunes (es decir, presentes en más del 99% de las cuadrículas en el segundo atlas). Estas especies son *Columba palumbus*, *Buteo buteo*, *Erithacus rubecula*, *Corvus corone*, *Hirundo rustica*, *Saxicola rubicola*, *Serinus serinus*, *Troglodytes troglodytes* y *Turdus merula*. El rango de cuadrículas ocupadas por estas especies en el primer atlas es de 83 - 137 cuadrículas. El hecho de que el trabajo de campo de los atlas se extendiera durante varios años, 10 años en el primero (López y Guitián 1980) y 4 en el segundo (Martí y Del Moral 2003) reduce el efecto de las fluctuaciones interanuales en la distribución de las aves (Lemoine *et al.* 2007).

Para la comparación de las distribuciones entre los dos atlas, se hizo una primera selección en la que se rechazaron algunas especies por las siguientes razones: (1) Especies que nidifican en hábitats específicos y por lo tanto con una distribución restringida a ellos como son las aves acuáticas (*Anatidae*, *Ardeidae*, *Charadriidae*, *Scolopacidae*, *Emberiza schoeniclus*) y marinas (*Laridae*, *Alcidae*, *Phalacrocorax aristotelis*). (2) Las especies estrechamente asociadas a roquedos, ya que es un hábitat bastante restringido en Galicia (*Bubo bubo*, *Apus melba*, *Monticola solitarius*, *Monticola saxatilis*, *Pyrhacorax pyrrhocorax*, *Corvus corax*). (3) Especies de distribución restringida a las zonas más elevadas (*Tetrao urogallus*, *Anthus spinoletta*, *Poecile palustris*). (4) Especies cinegéticas cuya distribución puede estar influida por repoblaciones cinegéticas y por el efecto de la caza (*Coturnix coturnix*, *Alectoris rufa*, *Perdix perdix*). (5) Las aves rapaces diurnas también fueron rechazadas por dos motivos. En primer lugar, porque durante la época de estudio fueron declaradas especies protegidas y consecuentemente aumentaron su área de distribución. Y en segundo lugar, porque en el primer atlas, para gran parte de las especies de aves rapaces diurnas las cuadrículas con presencia aparecen desplazadas por estar amenazada su conservación y para evitar su localización. (6) Especies no representadas en el primer atlas y sí en el segundo. (7) Especies con cambios taxonómicos. Durante el período transcurrido entre los dos atlas *Phylloscopus collybita* ha sido separada en dos especies *P. collybita* y *P. ibericus*. Ambas tienen requerimientos ecológicos y comportamientos migratorios diferentes, la primera es un invernante que alcanza su límite sur en el norte de África y la segunda es una migradora transahariana por lo que el hecho de tratar a las dos especies conjuntamente puede falsear los resultados. Después de aplicar estos criterios resultaron seleccionadas 73 especies de las 148 que aparecen recogidas en López y Guitián (1980).

Latitudinalmente, Galicia se extiende a lo largo de 23 filas de cuadrículas UTM de 10 x 10 km (entre las cuadrículas 4620 y 4850, coordenadas 4628.821 y 4849.555, Fig. 2). El centroide

latitudinal de cada especie se calculó como la media de la latitud de las filas UTM en las que la especie ocupa al menos una cuadrícula. Para facilitar los cálculos empleamos solamente los tres últimos números de la cuadrícula (desde 620 a 850). El cambio entre atlas del centroide latitudinal de cada especie se calculó como la diferencia entre el centroide del segundo atlas y el centroide del primero. Valores positivos indican desplazamiento del área de distribución hacia el norte y valores negativos desplazamiento del área de distribución hacia el sur. Una especie que esté presente a lo largo de todo el rango latitudinal de Galicia tiene un valor del centroide latitudinal de 728. De las 73 especies seleccionadas previamente se consideraron especies sureñas (en adelante denominadas así) aquellas con un centroide en el primer atlas inferior al percentil 30, esto es, con valores comprendidos entre 655 y 720, en total 21 especies (Tabla 1). El área de distribución de estas especies estaba mayoritariamente restringida a las zonas más térmicas de Galicia, principalmente en la zona de clima mediterráneo (Fig. 2).

El análisis realizado fue similar al seguido en varios estudios (Thomas y Lennon 1999, Brommer 2004, Batford *et al.* 2012, Brommer *et al.* 2012; véase Brommer y Møller 2010). A la hora de analizar la significación de un cambio latitudinal en el centroide, hay que corregir cambios en el tamaño del área de distribución de la especie porque los cambios producidos en el centroide latitudinal pueden ser el resultado de una expansión general del área de distribución (Thomas y Lennon 1999). Una especie sureña que expande su área de distribución tenderá a desplazar su centroide hacia el norte y si retrae su área de distribución desplazará su centroide hacia el sur. Para controlar el efecto de la expansión o reducción del área de distribución en las variaciones latitudinales hemos tenido en cuenta los cambios de orden de abundancia de cada especie (véase Thomas y Lennon 1999; Brommer y Møller 2010). Para ello las 21 especies sureñas seleccionadas se ordenaron de acuerdo con el número de cuadrículas ocupadas en cada uno de los dos atlas y se les asignó un valor de orden desde el 1 al 21. Para cada especie calculamos un índice de expansión (*IE*) como:

$$IE = \log (P_1/P_2)$$

Siendo P_1 su número de orden en el primer atlas y P_2 su número de orden en el segundo atlas. Un valor positivo indicará aumento del área de distribución, un valor negativo disminución del área de distribución y un valor igual a 0 indicará estabilidad (Tabla 1). Se comprobó si los cambios de área de distribución y de centroide estaban asociados mediante una regresión simple (véase Thomas y Lennon 1999). En el caso de que esta regresión sea significativa, la ordenada en el origen de la recta de regresión sería equivalente al cambio de centroide esperado para una especie sin cambios en su área de distribución. La significación del cambio en la media del

centroide de las especies sureñas se midió con un test de la t para datos emparejados (Hitch y Leberg 2006). Usamos un test de datos emparejados porque la especie fue la unidad de replicación y cada especie tuvo un centroide latitudinal para cada período de tiempo.

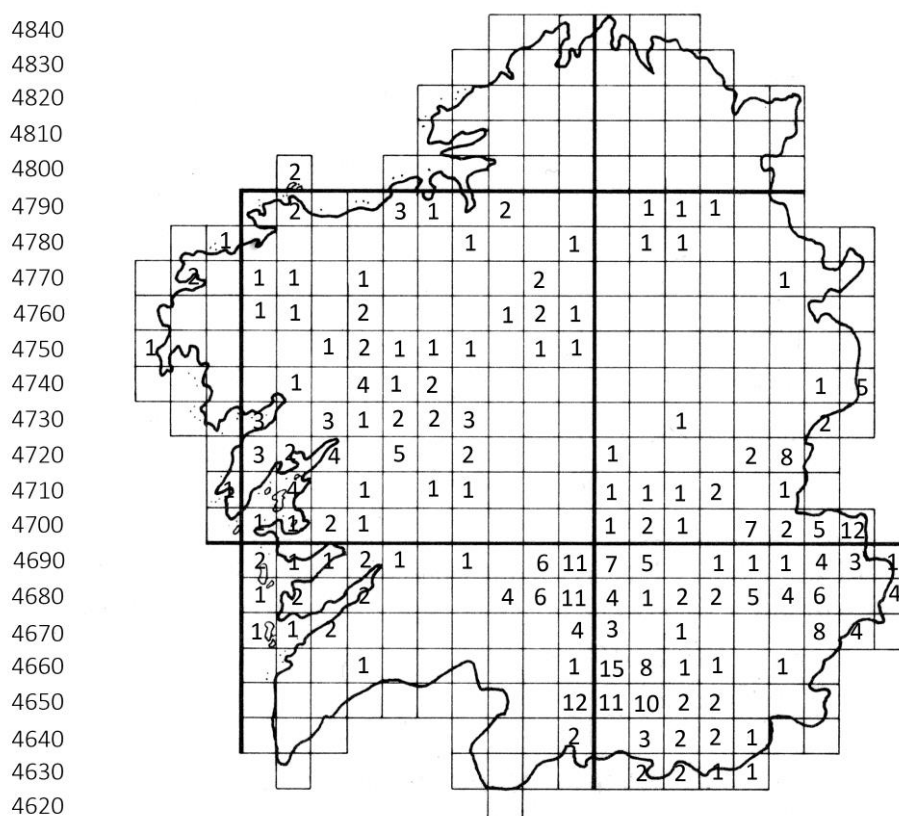


FIGURA 2. Mapa de Galicia con la cuadrícula UTM de 10 x 10 km, el valor de la latitud de cada fila y el número de especies sureñas en la década de los 70, compárese esta figura con la figura 1.

Las diferencias en el cambio de centroide entre grupos de especies se contrastaron mediante una prueba de la t . La clasificación por hábitats se tomó de dos fuentes: (1) la clasificación del European Bird Census Council (EBCC 2014), una asociación creada para mejorar los trabajos de seguimiento y los atlas de aves, y para informar y mejorar la gestión y conservación de las poblaciones de aves en Europa. (2) La caracterización del hábitat de las especies del atlas de las aves nidificantes de Asturias (García *et al.* 2014). La agrupación por origen biogeográfico siguió la clasificación de Voous (1960). Las especies de tipo faunístico Paleártico, Europeo, Viejo Mundo y Europeo-turquestano se reunieron en un grupo tipo eurosiberiano y las especies de tipo Turquestano-mediterráneo, Etiópico, Indoafricano y Mediterráneo se reunieron en un grupo tipo mediterráneo.

En todo este trabajo los promedios se dan como media \pm desviación típica.

RESULTADOS

De las 21 especies sureñas seleccionadas 17 tuvieron un desplazamiento hacia el norte del centroide de su área de distribución durante el período de estudio (media = $20,46 \pm 13,27$ km) y en cuatro especies el centroide se desplazó hacia el sur (media = $7,36 \pm 7,93$ km) (Fig. 3) (Tabla 1).

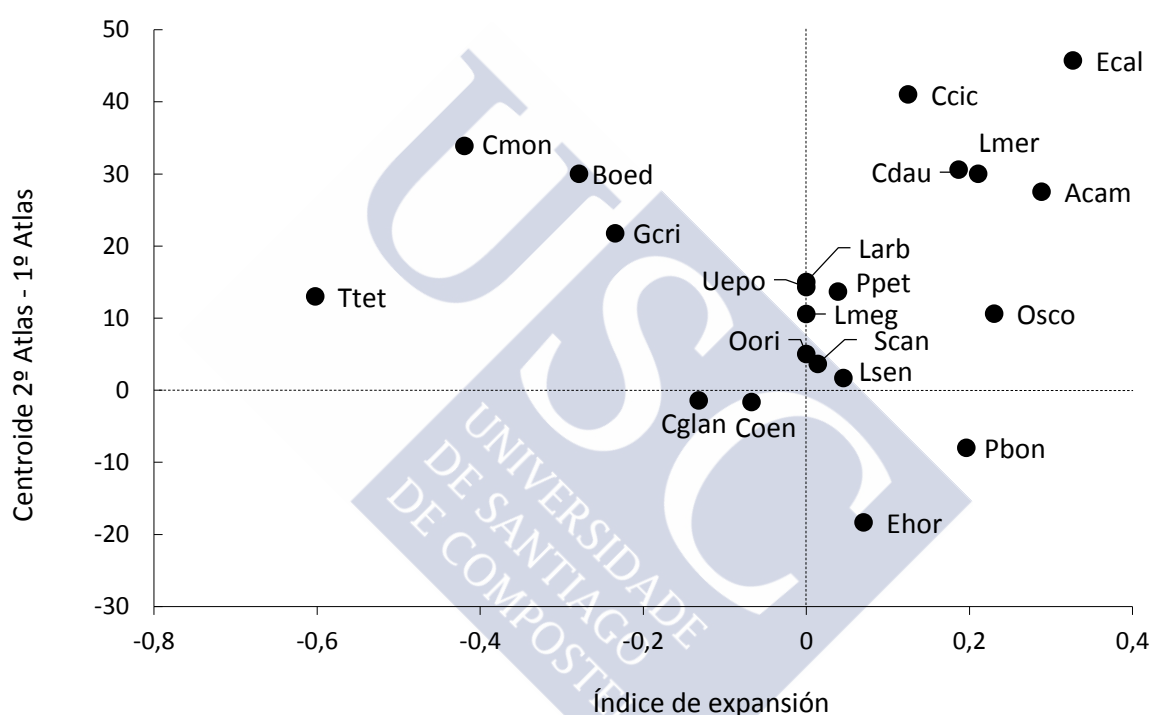


FIGURA 3. Diferencia entre centroides latitudinales (1979 – 1998) frente al índice de expansión en 21 especies sureñas de Galicia. Índice de expansión = $\log (P1/P2)$, P1 = número de orden en el primer atlas, P2 = número de orden en el segundo atlas. Cada especie se representa con la primera letra del género y las tres primeras del nombre específico.

TABLA 1. Cambios en el centroide del área de distribución de las especies de aves de Galicia que tenían una distribución sureña en la década de 1970. Se indica el valor del centroide en 1979, el valor de la diferencia de los centroides latitudinales entre el año 1979 y el año 1998 (un valor positivo indica desplazamiento hacia el norte y negativo desplazamiento hacia el sur), y el índice de expansión (un valor positivo indica aumento del área de distribución y un valor negativo disminución del área de distribución). Clasificación de las especies según su hábitat (Agricultura, Forestal, Matorral) (EBCC 2014, García *et al.* 2014).

Especies sureñas	Centroide 1º Atlas (km)	Diferencia de centroides	Índice de expansión	Hábitat preferente
<i>Anthus campestris</i>	655	27,50	0,288	Agricultura
<i>Burhinus oedichnemus</i>	672	30,00	-0,278	Agricultura
<i>Ciconia ciconia</i>	674	41,00	0,124	Agricultura
<i>Clamator glandarius</i>	690	-1,43	-0,131	Indeterminado
<i>Columba oenas</i>	682	-1,67	-0,066	Forestal
<i>Corvus monedula</i>	706	33,88	-0,419	Agricultura
<i>Emberiza calandra</i>	684	45,71	0,327	Agricultura
<i>Emberiza hortulana</i>	677	-18,34	0,070	Agricultura
<i>Galerida cristata</i>	720	21,76	-0,234	Agricultura
<i>Cecropis daurica</i>	690	30,59	0,187	Agricultura
<i>Lanius meridionalis</i>	695	30,00	0,210	Matorral
<i>Lanius senator</i>	675	1,67	0,045	Agricultura
<i>Lullula arborea</i>	700	15,00	0	Forestal
<i>Luscinia megarhynchos</i>	691	10,57	0	Forestal
<i>Oriolus oriolus</i>	720	5,00	0	Forestal
<i>Otus scops</i>	700	10,59	0,230	Forestal
<i>Petronia petronia</i>	690	13,64	0,038	Agricultura
<i>Phylloscopus bonelli</i>	713	-8,00	0,196	Forestal
<i>Sylvia cantillans</i>	690	3,64	0,014	Forestal
<i>Tetrax tetrax</i>	707	13,00	-0,602	Agricultura
<i>Upupa epops</i>	716	14,29	0	Agricultura

Las dos especies con mayor desplazamiento del centroide latitudinal y con mayor expansión de su área de distribución entre ambos atlas fueron *Emberiza calandra* (45,71 km) y *Ciconia ciconia* (41 km) (Fig. 4).

La regresión del cambio del centroide entre los dos atlas frente al índice de expansión dio como resultado que no existe una asociación significativa entre ambas variables ($F_{1,19} = 0,08$; $r^2 = 0,44\%$; $P = 0,7761$), lo que sugiere que los cambios en latitud producidos en el área de distribución de las aves no estarían influidos por los cambios generales en el área de distribución.

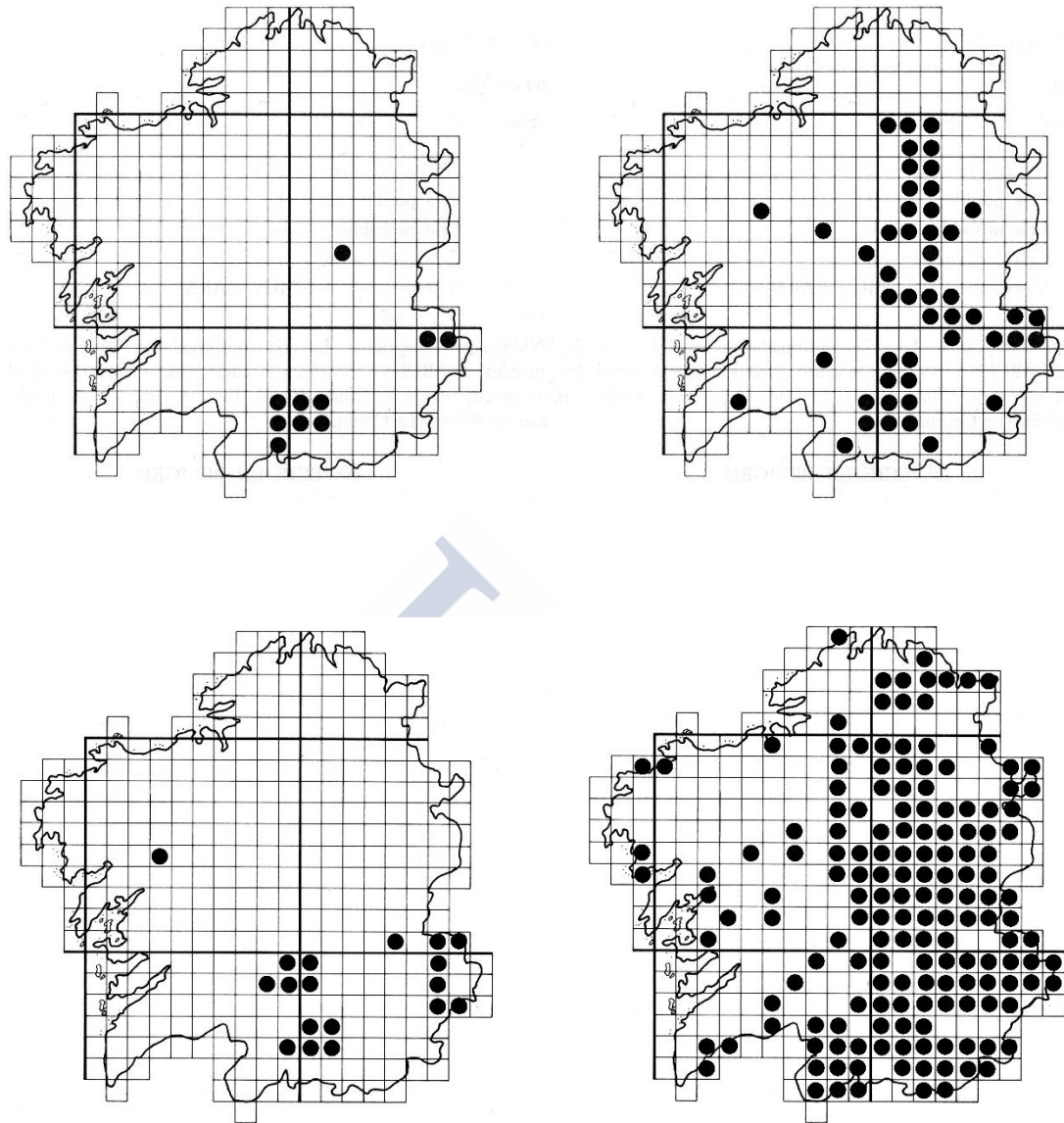


FIGURA 4. Mapas de distribución de *Ciconia ciconia* y *Emberiza calandra* (de arriba a abajo) en el 1º atlas (López y Guitián 1980) (izquierda) y el 2º atlas (Martí y Del Moral 2003) (derecha).

El resultado de la prueba de la t para muestras emparejadas dio como resultado que el centroide latitudinal mostró un desplazamiento muy significativo hacia el norte ($t = -4,17$; $P = 0,00046$; $n = 21$). El cambio medio hacia el norte fue de 15,16 km, lo que da como resultado una velocidad de desplazamiento de 0,80 km/año (19 años transcurridos).

Las especies sureñas de los hábitats que han disminuido en superficie (terrenos agrícolas y matorral) desplazaron significativamente su centroide latitudinal más que las especies de hábitats forestales ($t = 2,43$; $P = 0,025$; $n_1 = 13$; $n_2 = 7$). El desplazamiento medio de las especies de hábitats agrícolas y de matorral fue superior (media = $21,9 \pm 17,19$) al de las especies de hábitats forestales (media = $5,02 \pm 7,93$) (Fig. 5).

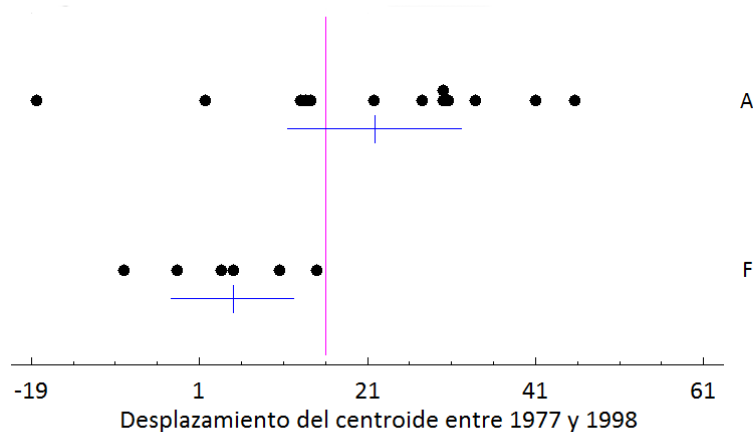


FIGURA 5. Desplazamiento del centroide latitudinal (km) de 20 especies sureñas en Galicia entre 1979 y 1998 agrupadas según su hábitat preferente. A: especies con hábitats en regresión (agricultura y matorral); F: especies con hábitat en aumento (forestal).

Se verificó si el origen biogeográfico de las aves influía en el signo y la magnitud del desplazamiento del centroide y el resultado mostró que no hubo diferencias significativas en el desplazamiento de su centroide latitudinal entre ambos grupos, eurosiberiano (media = $15,2 \pm 18,8$) y mediterráneo (media = $15,1 \pm 13,5$) ($t = 0,0049$; $P = 0,996$; $n_1 = 13$; $n_2 = 8$) (Fig. 6).

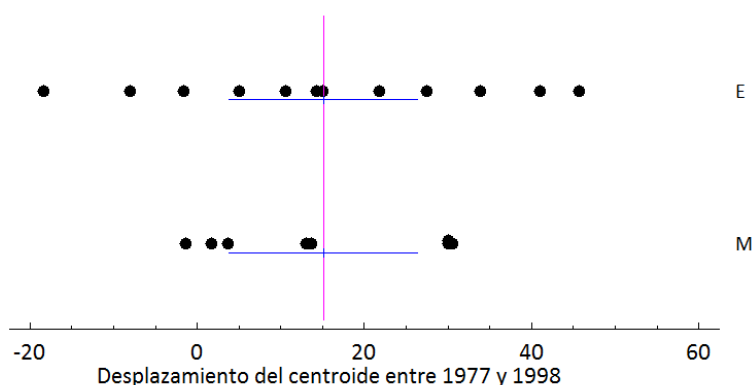


FIGURA 6. Desplazamiento del centroide latitudinal (km) de 21 especies sureñas en Galicia entre 1979 y 1998 agrupadas según su adscripción biogeográfica. M: especies mediterráneas; E: especies eurosiberianas.

DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos confirmaron nuestra predicción de que la media de los centroides latitudinales de las especies de aves sureñas de Galicia se desplazó hacia el norte entre 1979 y 1998. El desplazamiento observado de 0,8 km/año es inferior al cuantificado en otros estudios similares: 1,8 km/año en Reino Unido (Thomas y Lennon 1999), 2,69 km/año en Finlandia (Brommer 2004) y 2,35 km/año en EUA (este de las montañas Rocosas) (Hitch y Leberg 2007). El menor desplazamiento medio obtenido en nuestro estudio está de acuerdo con las predicciones de la hipótesis de cambio climático de que el impacto es más pronunciado en territorios muy septentrionales y en altitudes muy elevadas (IPCC 2001). En los tres estudios citados anteriormente hubo una relación significativa entre la velocidad de desplazamiento hacia el norte en el margen del área de distribución (km/año) y el cambio en el área de distribución. En nuestro estudio la relación del cambio en el centroide latitudinal frente al cambio de rango no fue significativa, lo cual nos indica que el desplazamiento del centroide latitudinal no está influido por la expansión o contracción del área de distribución.

Por otro lado el cambio en el centroide no parece estar influido ni por los cambios en el uso del suelo ocurridos en Galicia ni tampoco por el origen biogeográfico de las especies y hay una tendencia clara de las especies sureñas a desplazarse hacia el norte en consonancia con lo observado en otros estudios. De todas formas, es posible que esta expansión hacia el norte haya sido causada por otros factores distintos al cambio climático. Una posible explicación a los desplazamientos observados podría ser que cambios en el hábitat, tales como el cambio del uso del suelo, hubiesen favorecido la expansión. Es decir, que el cambio latitudinal fuese mayor en especies propias de los hábitats en expansión (Barbet-Massin *et al.* 2011). En Galicia en los últimos años ha habido un importante abandono de las tierras dedicadas a la agricultura, un aumento de la superficie forestal y una disminución del área ocupada por el matorral. Nuestros resultados sugieren que el desplazamiento hacia el norte del área de distribución no ha estado influido por este proceso, incluso al contrario, las especies forestales, favorecidas por este cambio, se han desplazado menos que las especies de hábitats en regresión (en terrenos agrícolas y matorral). También podría ser que las especies de agricultura y matorral fuesen coincidentes con especies mediterráneas y que el cambio mayor de su centroide fuera debido a su origen biogeográfico y no al cambio de hábitat. Pero de nuevo, nuestros resultados sugieren que el cambio latitudinal del centroide no está influido por el origen biogeográfico de las especies, pues no hayamos diferencias significativas en el cambio entre ambos grupos.

Entre la realización de los dos atlas que comparamos en este estudio se verificaron como nidificantes en Galicia 9 especies de distribución casi exclusiva en la región mediterránea de la Península Ibérica: *Ardea cinerea*, *Coccythraustes coccythraustes*, *Locustella luscinioides*, *Merops apiaster*, *Netta rufina*, *Podiceps cristatus*, *Sylvia melanocephala* y *Calandrella brachydactyla* (López y Guitián 1980, Rabuñal *et al.* 1991, González y Villarino 1995, 1996, Martí y Del Moral, 2003). Por otro lado, 8 especies cuya área de distribución está situada al norte de la Península Ibérica, hicieron su aparición como nidificantes: *Aythya fuligula*, *Carduelis spinus*, *Haematopus ostralegus*, *Hydrobates pelagicus*, *Luscinia svecica*, *Numenius arquata*, *Prunella collaris* y *Carduelis citrinella*. Estos números no parecen apoyar la hipótesis del cambio climático pues casi el mismo número de especies norteñas y sureñas han aparecido como nidificantes en Galicia. Sin embargo, este mismo análisis sugiere que los efectos del cambio climático sobre la composición de la avifauna gallega pueden haberse acelerado con posterioridad a 1998. Así, desde la realización del atlas de Martí y Del Moral (2003) se ha comprobado la nidificación en Galicia de 10 nuevas especies de distribución restringida al área mediterránea de la Península Ibérica: *Apus pallidus*, *Asio flammeus*, *Elanus caeruleus*, *Himantopus himantopus*, *Passer hispaniolensis*, *Oenanthe hispanica*, *Sylvia conspicillata*, *Calonectris diomedea*, *Egretta garzetta* y *Ardea purpurea* (Rabuñal 1994, Galiciaves 2014, SGO 2014) y solamente una especie de distribución al norte de la Península Ibérica ha aparecido como nidificante: *Larus marinus*.

Como respuesta al cambio climático las especies de montaña se retirarían hacia mayores altitudes, reduciendo sus áreas de distribución y llegando a veces a desaparecer (Pounds *et al.* 1999, Konvicka *et al.* 2003, Shoo *et al.* 2006, Rodenhouse *et al.* 2008, Sekercioglu *et al.* 2008, Miller-Rushing *et al.* 2010). En Galicia, los cambios ocurridos en el área de distribución de las aves que en 1979 se distribuían por las cuadrículas de 1.000 o más metros de altitud no parecen ajustarse a esa predicción. La mayoría de estas especies o no cambiaron (*Parus palustris*) o aumentaron su área de distribución (*Regulus regulus*, *Saxicola rubetra*, *Anthus spinoletta* y *Monticola saxatilis*), y en algunos casos, como en las dos últimas especies, se extendieron por cuadrículas de menor altitud (<1.000 m). *Tetrao urogallus* y *Perdix perdix* son las únicas especies que se ajustan a la predicción, pero en ambos casos y especialmente en el primero, la única de las especies de montaña que ha desaparecido, se sospecha que el principal factor causal fue la caza furtiva (Munilla y Romero 1998). Otros factores, además del cambio climático, pueden estar gobernando los cambios en la distribución y las densidades de las especies boreales y de montaña (Archaux 2004, Virkkala y Rajäsarkkå 2011).

Hay que tener en cuenta una importante limitación de los estudios sobre los cambios en las distribuciones de las aves basados en los Atlas de especies nidificantes. Estos Atlas, a menudo, recogen únicamente datos de presencia/ausencia y, en la mayor parte de los casos, no señalan nada sobre posibles cambios de las densidades de población de las especies. Está claro que pueden darse cambios muy importantes en las densidades sin que se observen cambios en el área de distribución (Virkkala y Rajäsarkkå 2011). En el período transcurrido entre los dos atlas es de destacar la gran expansión en Galicia de especies termófilas como *Sylvia melanocephala*, *Cettia cetti*, ambas especies elementos turquestano-mediterráneos (Voous 1960) y *Cisticola juncidis*, elemento indo-africano (Voous 1960).

El hecho de que hayan transcurrido 14 años desde la realización del último atlas de España (Martí y Del Moral 2003) implica, muy posiblemente, que hayan sucedido nuevos cambios en la distribución de las aves de Galicia. Los cambios asociados al cambio climático tendrán un fuerte impacto sobre la biodiversidad y los ecosistemas (IPCC 2014), por lo tanto es necesario un seguimiento más detallado en España y Galicia donde la escasez de datos de este tipo es preocupante.



BIBLIOGRAFÍA

- Archaux, F. (2004) Breeding upwards when climate is becoming warmer: no bird response in the French Alps. *Ibis*, 146: 138-144.
- Barbet-Massin, M., Thuiller, W. y Jiguet, F. (2012) The fate of European breeding birds under climate, land-use and dispersal scenarios. *Global Change Biology*, 18: 881-890.
- Batford, K.E., Rodewald, P.G., Matthews, S.N. y Shumar, M.B. (2012) *Are all birds moving poleward Understanding distributional shifts in Ohio's breeding birds?* Conference: 97th Ecological Society of America Annual Meeting 2012. Extraído de <http://cdn.f1000.com/posters/docs/251360184>.
- Beebee, T.J.C. (1995) Amphibian breeding and climate. *Nature*, 374: 219-220.
- Begon, M., Townsend, C.R. y Harper, J.L. (2006) (4ª ed.) *Ecology. From Individuals to Ecosystems*. Cap. 2 *Conditions*. Blackwell Publishing, Oxford.
- Brommer, J.E. (2004) The range margins of northern birds shift polewards. *Annales Zoologici Fennici*, 41: 391-397.
- Brommer, J.E., Lehikoinen, A. y Valkama, J. (2012) The breeding ranges of central European and Arctic bird species move poleward. *PLoS ONE* 7: e43648.
- Brommer, J.E. y Møller, A.P.M. (2010) Range margins, climate change and ecology. *Effects of Climate Change on Birds* (eds. A.P. Møller, W. Fiedler y P. Berthold), pp. 249-274. Oxford University Press, Oxford.
- Chen, I.C., Hill, J.K., Ohlemüller, R., Roy, D.B. y Thomas, C.D. (2011) Rapid range shifts of species associated with high levels of climate warming. *Science*, 333(6045): 1024-1026.
- Corbelle, E. y Crecente, R. (2014) Urbanización, forestación e abandono. Cambios recientes na paisaxe de Galicia. *Revista Galega de Economía Agraria*, 23(1): 35-52.
- De Castro, M., Martín-Vide, J. y Alonso, S. (2005) The climate of Spain: past, present and scenarios for the 21st century. *A Preliminary Assessment of the Impacts in Spain due to the Effects of Climate Change 2005* (coord. J.M. Moreno), pp. 1-62. Centro de Publicaciones Secretaría General Técnica. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.
- Dunn, A.M. y Weston, M.A. (2007) A review of terrestrial bird atlases of the world and their application. *Emu*, 108(1): 42-67.

- EBCC (European Bird Census Council) (2014) *Box Species selection and classification*.
Extraído de <http://www.ebcc.info/index.php?ID=562#Box%20Species%20selection%20and%20classification>.
- Fitter, A.H. y Fitter, R.S.R. (2002) Rapid changes in flowering time in British plants. *Science*, 296: 1689-1691.
- Galiciaves (2014). Foro de la Sociedade Galega de Ornitoloxía. Extraído de <https://es.groups.yahoo.com/neo/groups/galiciaves/info>.
- García, E., García-Rovés, P., Vigil, P., Alonso, L.M., Fernández, M.A., Silva, G., Pascual, D. y Álvarez, D. (eds.) (2014) *Atlas de las aves nidificantes de Asturias (1990-2010)*. Coordinadora Ornitológica d'Asturies y INDUROT, Avilés.
- González, S. y Villarino, A. (1995) Nidificación de pato colorado (*Netta rufina* Pallas 1773) en el embalse de Castrelo de Miño (Ourense). *Actas do II Congreso Galego de Ornitoloxía* (eds. I. Munilla y J. Mouriño), pp. 191-193. Universidade de Santiago de Compostela, Santiago de Compostela.
- González, S. y Villarino, A. (1996) *Coccothraustes coccothraustes*. *Ardeola*, 43(2): 258.
- Hartmann, D.L., Klein, A.M.G., Rusticucci, M., Alexander, L.V., Brönnimann, S., Charabi, Y., Dentener, F.J., Dlugokencky, E.J., Easterling, D.R., Kaplan, A., Soden, B.J., Thorne, P.W., Wild, M. y Zhai, P.M. (2013) Observations: Atmosphere and Surface. *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (eds. T.F. Stocker, D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex y P.M. Midgley), pp. 159-254. Cambridge University Press, Cambridge.
- Hitch, A.T. y Leberg, P.L. (2006) Breeding distributions of North American bird species moving north as a result of climate change. *Conservation Biology*, 21: 534-539.
- Hockey, P.A.R., Sirami, C., Ridley, A.R., Midgley, G.F. y Babiker, H.A. (2011) Interrogating recent range changes in South African birds: confounding signals from land use and climate change present a challenge for attribution. *Diversity and Distributions*, 17: 254-261.

- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) (2001) *Climate change 2001: the scientific basis*. Cambridge University Press, Cambridge. Extraído de http://www.ipcc.ch/ipcc/reports/tar/wg1/pdf/WG1_TAR-FRONT.PDF.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) (2014) *Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. IPCC, Geneva. Extraído de https://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar5/syr/SYR_AR5_FINAL_full.pdf.
- Jetz, W., Wilcove, D.S. y Dobson, A.P. (2007). Projected impacts of climate and land-use change on the global diversity of birds. *PLoS biology*, 5(6): e157.
- Konvicka, M., Maradova, M., Benes, J., Fric, Z. y Kepka, P. (2003) Uphill shifts in distribution of butterflies in the Czech Republic: effects of changing climate detected on a regional scale. *Global Ecology and Biogeography*, 12: 403-410.
- Lemoine, N., Bauer, H.G., Peintinger, M. y Bohning-Gaese, K. (2007) Effects of climate and land-use change on species abundance in a central European bird community. *Conservation Biology*, 21: 495-503.
- López, Z. y Guitián, J. (1980) *Atlas provisional de los vertebrados terrestres de Galicia. Años 1970-1979. Parte II Aves nidificantes*. Publicaciones de la Universidad de Santiago de Compostela, Santiago de Compostela.
- Martí, R. y Del Moral, J.C. (2003) *Atlas de las Aves Reproductoras de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología, Madrid.
- Miller-Rushing, A.J., Primack, R.B. y Sekercioglu, C.H. (2010) Conservation consequences of climate change for birds. *Effects of Climate Change on Birds* (eds. A.P. Møller, W. Fiedler y P. Berthold), pp. 295-309. Oxford University Press, Oxford.
- Møller, A.P., Fielder, W. y Berthold, P. (2010) Introduction. *Effects of Climate Change on Birds* (eds. A.P. Møller, W. Fiedler y P. Berthold), pp. 3-5. Oxford University Press, Oxford.
- Moreno-Rueda, G., Pleguezuelos, J.M., Pizarro, M. y Montori, A. (2012) Northward shifts of the distributions of Spanish reptiles in association with climate change. *Conservation Biology*, 26: 278-283.

- Munilla, I. y Romero, F. (1998) *Bases para a recuperación e manexo da poboación de Pita do Monte, Tetrao urogallus, na Reserva de Os Ancares*. Dirección Xeral de Conservación da Natureza, Xunta de Galicia.
- Parmesan, C. y Yohe, G. (2003) A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. *Nature*, 421: 37-42.
- Pounds, J.A., Fogden, M.P.L. y Campbell, J.H. (1999) Biological response to climate change on a tropical mountain. *Nature*, 398: 611-615.
- Rabuñal, J.L. (1994) *Himantopus himantopus*. *Ardeola*, 41(1): 97.
- Rabuñal, J.L., Martínez, J.M. y Arcos, F. (1991) Situación de la buscarla unicolor (*Locustella luscinioides*) en Galicia. *Actas do Primeiro Congreso Galego de Ornitoloxía* (eds. A. Fernández-Cordeiro y J. Domínguez), pp. 143-148. Universidade de Santiago de Compostela, Santiago de Compostela.
- Rodenhouse, N.L., Matthews, S.N., McFarland, K.P., Lambert, J.D., Iverson, L.R., Prasad, A., Sillett, T.S. y Holmes, R.T. (2008) Potential effects of climate change on birds of the Northeast. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 13: 517-540.
- Root, T.L., Price, J.T., Hall, K.R., Schneider, S.H., Rosenzweig, C. y Pounds, J.A. (2003) Fingerprints of global warming on wild animals and plants. *Nature*, 421: 57-60.
- Roy, D.B. y Sparks, T.H. (2000) Phenology of British butterflies and climate change. *Global Change Biology*, 6: 407-416.
- Sekercioglu, C.H., Schneider, S.H., Fay, J.P. y Loarie, S.R. (2008) Climate change, elevational range shifts, and bird extinctions. *Conservation Biology*, 22: 140-150.
- SGO (Sociedade Galega de Ornitoloxía) (2014) Noticiario Ornitoxeográfico Galego. Extraído de <http://sgo.cesga.es/aves/htdocs/>.
- Shoo, L.P., Williams, S.E. y Hero, J.M. (2006) Detecting climate change induced range shifts: Where and how should we be looking? *Austral Ecology*, 31: 22-29.
- Thomas, C.D. y Lennon, J.J. (1999) Birds extend their ranges northwards. *Nature*, 399: 213-213.
- Virkkala, R. y Rajäsarkkå, A. (2011) Northward density shift of bird species in boreal protected areas due to climate change. *Boreal Environment Research*, 16 (Suppl. B): 2-13.

Voous, K.H. (1960) *Atlas of European Birds*. Nelson, New York.

Vose, R.S., Easterling, D.R. y Gleason, B. (2005) Maximum and minimum temperature trends for the globe: An update through 2004. *Geophysical Research Letters*, 32: L23822

Zuckerberg, B., Woods, A.M. y Porter, W.F. (2009) Poleward shifts in breeding bird distributions in New York State. *Global Change Biology*, 15: 1866-1883







Capítulo III



Efecto del abandono del campo en las comunidades de aves
de Galicia



INTRODUCCIÓN

En muchas regiones de Europa, por motivos socioeconómicos, se ha incrementado la superficie de tierras abandonadas anteriormente dedicadas al aprovechamiento agro-pastoral extensivo. Este fenómeno empezó en la segunda mitad del siglo XIX en áreas de montaña y en la región mediterránea, donde los beneficios económicos de la agricultura eran bajos, y se aceleró a partir de la Segunda Guerra Mundial con la progresiva industrialización de la agricultura (Preiss *et al.* 1997, Bielsa *et al.* 2005). La mecanización, además de eliminar la necesidad de energía animal, también conllevó la sustitución, en gran medida, del trabajo humano, acelerando el proceso de emigración del campo a áreas urbanas. La combinación de cambios tecnológicos, sociales y económicos provocó cambios en el uso de la tierra que en algunas zonas llevó a una intensificación de la agricultura, y en otras a una marginalización de la misma con el consiguiente abandono de las tierras de cultivo y pastizales (Macdonald *et al.* 2000, Corbelle-Rico *et al.* 2012).

Galicia está clasificada como una región significativamente rural, de acuerdo con la metodología de la OCDE que ha sido adoptada por la Comisión Europea en relación con el desarrollo rural, ya que el 35% de su población vive en municipios rurales y estos ocupan el 88% de su territorio (Xunta de Galicia 2012). El fenómeno de abandono del campo ha sido especialmente patente a partir de la década de 1960: según los Censos Agrarios del Instituto Nacional de Estadística entre 1962 y 2009 el número de explotaciones agrarias ha disminuido de 450.000 a 79.900. A una escala de parcela, el abandono de los terrenos dedicados a agricultura en Galicia está relacionado positivamente con la pendiente y con la distancia a las explotaciones agrícolas (Corbelle-Rico *et al.* 2012). Se ha estimado que entre 1985 y 2005 ha habido un incremento neto de la superficie de arbolado de 270.000 ha (97%) y, por el contrario, disminuyeron la superficie dedicada al uso agrícola o ganadero (145.000 ha; -16%) y la de matorral (200.000 ha; -21%). Estos cambios de uso de suelo se distribuyeron de manera desigual por el territorio (Corbelle y Crecente 2014). El abandono es mayor en las provincias de Lugo y Ourense y más concretamente en el área oriental de estas provincias, donde el despoblamiento poblacional es más patente (Aldrey *et al.* 2007, Corbelle y Crecente 2014). En Galicia el abandono del campo está marcado por dos factores demográficos: la despoblación por el éxodo rural de los jóvenes desde los pueblos hacia las grandes ciudades y el envejecimiento de la población. En los 10 municipios de nuestra área de estudio (1.756 km²) la población se redujo de 59.411 habitantes en 1960 a 29.244 en 2014 (Instituto Nacional de Estadística, INE). El envejecimiento de la población gallega es muy grave pues casi una cuarta

parte de su población tiene más de 65 años y en las provincias de Lugo y Ourense la cifra se acerca al 30%. La previsión es de un aumento del envejecimiento hasta el año 2030 que será irreversible a medio plazo (Aldrey y Del Río 2014).

En estos paisajes, el abandono de la agricultura conlleva un aumento de la vegetación natural en sus diversas etapas de sucesión ecológica, aumentando la cantidad de matorral y bosque en el paisaje (Farina 1997, Sirami *et al.* 2007). Esto a su vez provoca una homogeneización de la vegetación causando la reducción de la heterogeneidad del paisaje que es considerada un variable clave para la riqueza y abundancia de las aves (Benton *et al.* 2003, Kati *et al.* 2010). El abandono es considerado una amenaza para cerca del 20% de las IBAs (Áreas de Importancia para las Aves) identificadas por BirdLife International, mayoritariamente localizadas en Europa central y del este, así como en numerosas regiones montañosas y costeras (Heath *et al.* 2000).

El Pan-European Common Bird Monitoring Scheme (PECBMS) tiene como principal objetivo usar las aves comunes como indicadores del estado general de la naturaleza y para ello usa datos de seguimiento, a gran escala y a largo plazo, de los cambios en las poblaciones de aves nidificantes en Europa. Los resultados de este programa muestran que desde 1980 a 2012 las especies ligadas a la agricultura (39 especies) ha caído de media un 54% (PECBMS 2013). Además, la biomasa de las aves agrícolas en Europa ha caído más de la mitad entre 1980 y 2007. Estos cambios sugieren una considerable pérdida de biodiversidad en Europa y probablemente una pérdida de funciones y servicios ecosistémicos como el control de plagas y la dispersión de semillas (Voříšek *et al.* 2010, Inger *et al.* 2015). En España y para el período comprendido entre los años 1998 y 2013, las poblaciones de aves ligadas a medios agrarios muestran una tendencia negativa, mientras que las de medios forestales tienen una tendencia positiva en su conjunto (Escandell 2014).

En el norte de España las campiñas poseen la riqueza de especies más alta de todos los hábitats en la región y albergan más aves migradoras transaharianas que el resto de hábitats (Tellería y Galarza 1990). Este hecho tiene doble importancia, por una parte el abandono del campo supondría una pérdida de biodiversidad y además afectaría negativamente a un grupo de aves que según varios estudios (BirdLife International 2004, Sanderson *et al.* 2006, Heldbjerg y Fox 2008, Vickery *et al.* 2014) sufren un fuerte declive en Europa.

En Europa se han realizado numerosos estudios sobre el efecto de la intensificación de la agricultura en las comunidades de aves (p. ej. Chamberlain *et al.* 2000, Donald *et al.* 2001,

Verhulst *et al.* 2004, Donald *et al.* 2006, Wretenberg *et al.* 2006). Sin embargo, hay menos información sobre el efecto del abandono, y la información disponible se refiere mayormente a la Europa Mediterránea (Farina 1997, Preiss *et al.* 1997, Suárez-Seoane *et al.* 2002, Sirami *et al.* 2007, Zakkak *et al.* 2014), Continental (Orlowski 2005, Nikolov 2010, Radović *et al.* 2013, Sanderson *et al.* 2013, Mikulić *et al.* 2014) o Alpina (Laiolo *et al.* 2004, Mikulić *et al.* 2014). Únicamente disponemos de un estudio realizado en la zona de transición entre las regiones Eurosiberiana y la Mediterránea (Guilherme y Miguel Pereira 2013) pero no hay trabajos referidos exclusivamente a la Europa Atlántica. Los resultados de estos estudios muestran patrones diferentes de respuesta de la abundancia y la riqueza de aves al abandono del campo. Cinco estudios mostraron efectos negativos del abandono en Italia (Farina 1995, 1997), Polonia (Sanderson *et al.* 2013), Bulgaria (Nikolov *et al.* 2010, Dyulgerova *et al.* 2015) y Grecia (Zakkak *et al.* 2014). Por el contrario, otros estudios muestran un efecto positivo o poco importante del abandono sobre la diversidad, riqueza y abundancia en: España (Suárez-Seoane *et al.* 2002), Portugal (Santos 2000, Guilherme y Miguel Pereira 2013), Italia (Laiolo *et al.* 2004), Hungría (Verhulst *et al.* 2004) y Croacia (Radović *et al.* 2013). Algunos de estos estudios señalan que aunque exista un efecto positivo del abandono sobre la riqueza o abundancia de aves, este efecto puede ser negativo para especies prioritarias porque poseen un estado de conservación desfavorable, y por lo tanto, que los efectos del abandono pueden ser perjudiciales. En cualquier caso, es preciso señalar que únicamente los trabajos de Nikolov *et al.* 2010, Laiolo *et al.* 2004, Verhulst *et al.* 2004 y Radović *et al.* 2013 evalúan el abandono de forma directa, es decir comparando hábitats abandonados con hábitats aún en uso, y lo hacen solamente en pastos.

El estudio del efecto del abandono sobre las comunidades de aves se aborda de cuatro formas diferentes: (1) Comparación entre dos momentos separados por un período de tiempo en un área sometida a abandono (Preiss *et al.* 1997, Sirami *et al.* 2007). (2) Comparación entre áreas o parcelas abandonadas y no abandonadas (Verhulst *et al.* 2004, Nikolov *et al.* 2010, Radović *et al.* 2013). En estos trabajos el efecto del abandono se analiza principalmente en praderas. (3) Comparación entre las diferentes etapas de la sucesión vegetal (Farina 1997, Suárez-Seoane *et al.* 2002, Guilherme y Miguel Pereira 2013) y (4) Variación de las comunidades a lo largo de un gradiente de cambios de uso de suelo (Vallecillo *et al.* 2008, Mikulić *et al.* 2014, Zakkak *et al.* 2014). La dificultad principal para utilizar la primera aproximación vendría dada por el tiempo de espera a que se hagan patentes los efectos del abandono. En el segundo caso la dificultad está en encontrar lugares abandonados y no

abandonados próximos entre sí para evitar la influencia de otros factores que poseen una variabilidad espacial a lo largo del área de estudio. Con la tercera aproximación se salvan estas dificultades pero en realidad no se miden directamente los efectos del abandono sino que se supone que los hábitats de la serie de la sucesión vegetal representan la dinámica del proceso de abandono. Finalmente, el empleo de áreas con distintos porcentajes de uso de suelo (p. ej. agricultura-bosque) también representa una analogía del proceso de abandono.

En este estudio se han investigado los cambios en la composición y en la diversidad de aves a lo largo de un gradiente de abandono asumiendo que la proporción de terrenos abandonados aumenta con la distancia a los núcleos de población (aldeas). Esta situación se ha puesto de manifiesto especialmente en las áreas de la montaña oriental de Galicia (Fig. 1). En estas comarcas el terrazgo agrícola típico consta de (1) un grupo de parcelas cerradas muy pequeñas con cultivo muy intensivo de huerta muy cercano a las aldeas, (2) las tierras de labradío, también próximas a la aldea aunque más extensas y con cultivo menos intenso, (3) las tierras *centenales*, más alejadas del pueblo y con descansos de barbecho entre años de centeno, (4) rozas en pleno monte, abandonadas después de uno o dos años de aprovechamiento, (5) prados y pastos cerca de los cursos de agua y (6) soutos de castaños (Bouhier 1979). En realidad las tierras 3 y 4 son grandes superficies de monte que pueden ampliar temporalmente la escasa superficie cultivada. Según López Andión (1985) los elementos más extensos (3 y 4, los más lejanos de las aldeas) son los que han sufrido el abandono más intenso en las últimas décadas, lo que parece lo más lógico dado que son los que, dada la escasez de habitantes de las aldeas y su edad, han pasado a ser no cultivables. El resultado es un gradiente de abandono en gran medida relacionado con la distancia a la aldea. Así, la hipótesis principal es que a medida que hay menos proporción de terrenos dedicados a la agricultura (y que aumenta con la distancia a las aldeas) la riqueza de especies y la abundancia de aves disminuirá.

Para verificar esta hipótesis se escogieron 39 aldeas de un área rural sometida a un proceso de abandono. Utilizando estaciones de escucha situadas a diferentes distancias de cada aldea se comprobó si la riqueza y la abundancia variaban con el uso del suelo. Se comprobó si la riqueza y abundancia de los diferentes grupos de aves y de las distintas especies eran afectadas por las diferentes superficies de agricultura y bosque en el entorno de la aldea. Además, se probó si la abundancia y la diversidad se pueden predecir con el número de personas que todavía pueblan estos núcleos, como medida indirecta de la capacidad de cultivar la tierra y por tanto de actuar

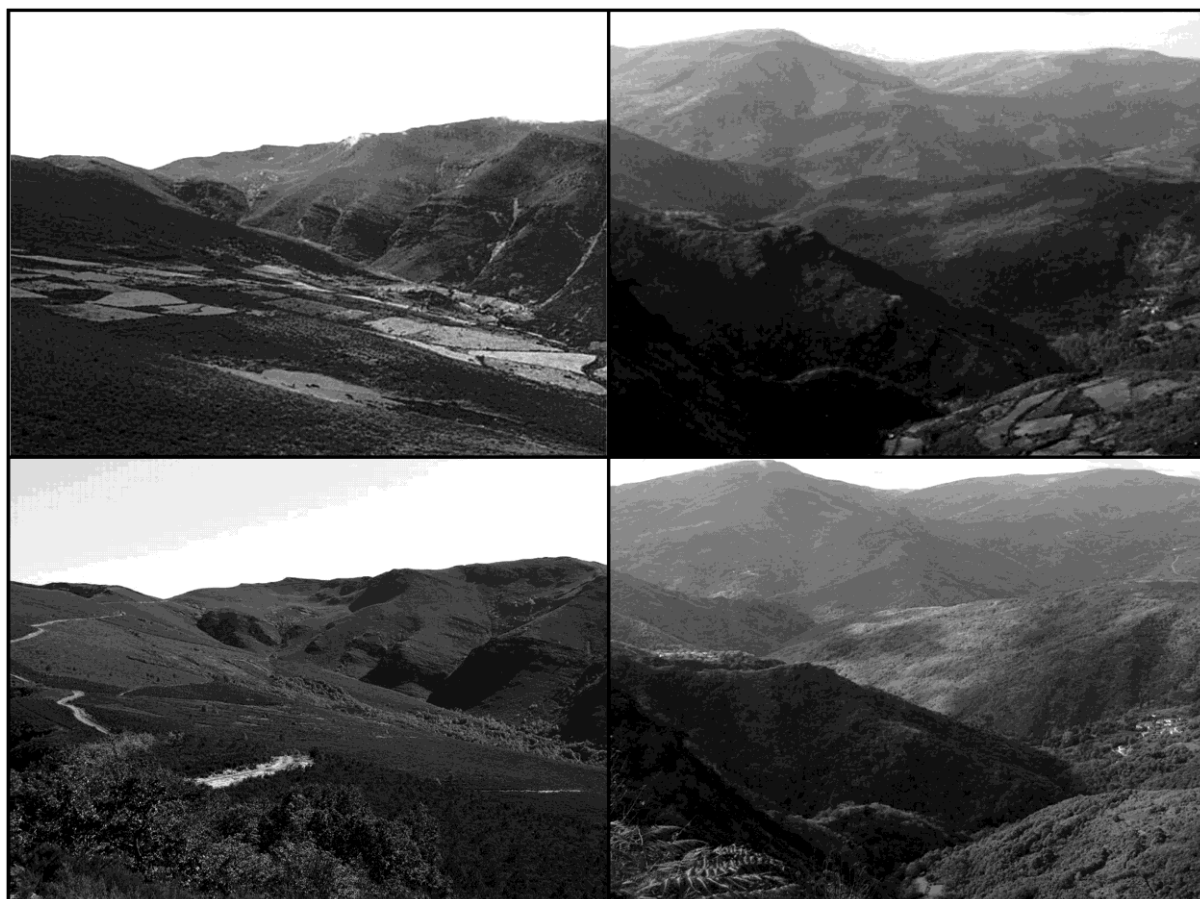


FIGURA 1. Cambios en la sierra del Caurel en 30 años. Valles de Ferreiros y Moreda en el municipio de Folgoso de Caurel, Lugo. Fotos superiores tomadas en 1977, fotos inferiores en 2006. Cortesía de S. Bas, I. Munilla y J. V. López Bao.

en contra del proceso de abandono. De acuerdo con la hipótesis principal las especies o grupos de aves típicas de bosque y matorral serán favorecidos por el abandono de la agricultura. Por el contrario, las especies o grupos de aves típicas de zonas agrícolas se verán afectadas por el abandono. Las preguntas que se plantean son las siguientes:

1) ¿La diversidad y abundancia de aves disminuyen al aumentar la superficie ocupada por las tierras abandonadas? ¿Este efecto ocurre incluso controlando variables que pueden afectar a la diversidad y que estén correlacionadas con los usos del suelo como es la distancia a las aldeas o el número de habitantes de estas?

2) ¿Qué especies o grupos de especies son las que sufren más el abandono y cuáles son las favorecidas por el mismo? ¿Hay alguna especie que pueda servir como indicadora del abandono? Se supone que las especies ligadas a medios agrarios disminuirán al aumentar la distancia a la aldea y con la superficie agrícola, y las aves forestales y de matorral aumentarán al incrementarse la superficie forestal y la distancia a la aldea.

3) ¿Cómo responden en el área de estudio las especies que en España tienen tendencias positivas (mayoritariamente forestales) y las que tienen tendencias negativas (mayoritariamente agrícolas)? De acuerdo con estas premisas las especies con tendencia positiva en el conjunto del Estado serían favorecidas por el abandono y las de tendencia negativa las perjudicadas por el abandono.

4) Los hábitats de campiña son los que albergan más especies migradoras transaharianas (Tellería y Galarza 1990) ¿Disminuyen también las aves migradoras transaharianas con el aumento del terreno abandonado?

MÉTODOS

Este estudio evalúa los cambios de la abundancia y la riqueza de aves provocados por el abandono del campo en un área de montaña de la provincia de Lugo (Galicia, NO de España) que pertenece a la región bioclimática eurosiberiana. Se escogieron dos zonas, una en el norte de la provincia con coordenadas centrales 43,275777° N; 7,451089° W, y otra en la comarca del Caurel en el sureste de la provincia con coordenadas centrales 42,612782° N; 7,228080° W (Fig. 2).

El trabajo de campo se realizó en dos años, en la zona del norte de la provincia entre el 26 de abril y el 20 de mayo de 2011, y en la comarca del Caurel entre el 5 de junio y el 18 de junio de 2012.

Se escogieron 19 aldeas en el Caurel y 20 en el norte de Lugo, separadas de los núcleos más próximos de población al menos 2 km. Para cada aldea, con ayuda de una aplicación SIG y usando tanto mapas como ortofotos del Instituto Geográfico Nacional, se establecieron las estaciones de escucha. La primera en la misma aldea y las siguientes situadas a una distancia de 200, 400, 600, 800 y 1.000 m. De esta forma, se obtuvieron datos de riqueza y abundancia de aves de 234 estaciones de escucha. La altitud media de las estaciones de escucha fue de 762 m.s.n.m. (d.t. = 212 m; rango 490-1270 m).

Las estaciones de escucha son un método de censo habitual para el conteo de aves. Tienen la ventaja de ser rápidas y permitir realizar un mayor número de muestreos en poco tiempo (Bibby *et al.* 1992). Las estaciones de escucha fueron situadas a lo largo de carreteras secundarias o caminos para maximizar el tiempo disponible, evitando carreteras con alto tráfico y fueron localizadas mediante el uso de un GPS. La duración de las estaciones de escucha fue

de 5 minutos, durante los cuales se anotaban todas las aves observadas y escuchadas en un radio de 100 m. Durante la estación de escucha, se anotaron las distancias a las que se encontraban las aves y se comprobó que únicamente el 5,6% de ellas se detectaron fuera de un radio de 50 m. El trabajo de campo se realizó con buenas condiciones de tiempo, sin lluvia, ni viento y después del amanecer (5:30 en el norte de Lugo y 4:45 en el Caurel) hasta las 9:00 (GMT), ya que a partir de esta hora la actividad de las aves disminuye mucho. He realizado personalmente todas las estaciones de escucha por lo que se evitaron sesgos debidos a diferentes observadores.

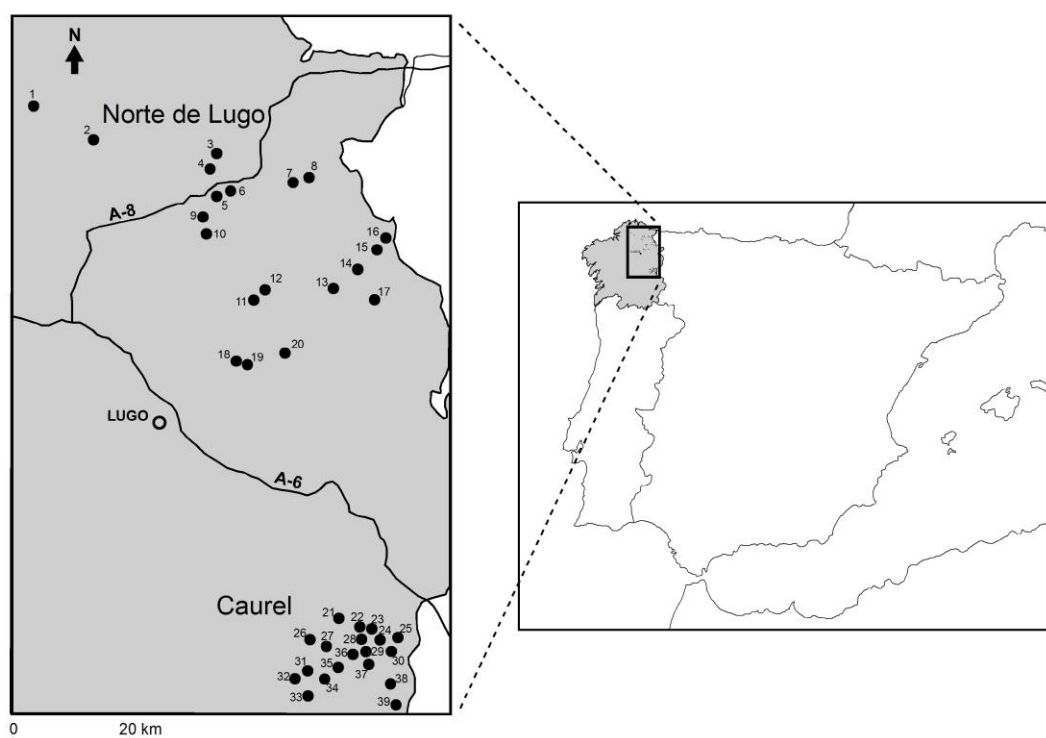


FIGURA 2. Área de estudio. Los puntos representan la localización de las aldeas.

En primer lugar, las aves se clasificaron en tres grupos en función de sus hábitats preferentes: aves ligadas a hábitats agrarios, aves de matorral y aves forestales (Tabla 2). Para realizar esta clasificación se siguió la clasificación del European Bird Census Council (EBCC 2014) y el Atlas de las Aves Nidificantes de Asturias (García *et al.* 2014). Además de los grupos señalados, se estudió la respuesta de un grupo formado por las especies presentes de la familia *Fringillidae*, ya que son especialmente sensibles a cambios del uso agrícola (*Carduelis carduelis*, *Chloris chloris*, *Carduelis cannabina*, *Pyrrhula pyrrhula* y *Serinus serinus*) (Moorcroft *et al.* 2002). Se excluyó a *Fringilla coelebs* pues esta especie es forestal (García *et al.* 2014) y se considera que no es sensible a cambios del uso agrícola.

En segundo lugar se clasificaron las especies según su tendencia poblacional en España y se establecieron dos grupos: especies con tendencia positiva y especies con tendencia negativa (Tabla 2). Para esta clasificación se emplearon las tendencias calculadas por el programa SACRE realizado por la Sociedad Española de Ornitología (Escandell 2014). Finalmente, se estudiaron las especies migradoras transaharianas (Tabla 2). Esto se planteó porque según varios estudios (BirdLife International 2004, Sanderson *et al.* 2006, Heldbjerg y Fox 2008, Vickery *et al.* 2014) las especies migradoras transaharianas sufren un fuerte declive en Europa y es oportuno investigar si este declive está relacionado con el cambio del uso del suelo que representa el abandono rural.

Las variables respuesta empleadas fueron la riqueza de especies y la abundancia, tanto en el análisis a nivel general como para cada una de las clasificaciones de las aves (según su tendencia, hábitat, migradoras transaharianas y fringílicos). Se emplearon como variables predictoras: la distancia a la aldea, la altitud, la superficie de tierras agrícolas, la superficie de matorral, la superficie forestal, la heterogeneidad y el número de habitantes de la aldea.

La abundancia se midió en número estimado de parejas nidificantes (en adelante simplemente parejas), así, la presencia de un macho cantando o de una hembra se consideró como una pareja al igual que se si se observaba a un macho y a una hembra. En especies sin dimorfismo sexual (*Sturnus unicolor*) la observación de dos individuos se consideró como una pareja. La presencia de jóvenes se consideró igualmente como una sola pareja. La riqueza se cuantificó como el número de especies en cada estación de escucha. La distancia a la aldea se estableció en las 6 categorías ya citadas. La superficie de agricultura, matorral y forestal se calculó mediante la aplicación ArcGIS, usando la capa del catastro del SIGPAC (Sistema de Información Geográfica de Parcelas Agrícolas). Primeramente se realizó un área de 100 m de radio de cada estación de escucha obteniendo la superficie en m² para cada una de las 13 categorías de uso del SIGPAC presentes en el área de estudio. Posteriormente estas categorías se agruparon en cuatro: superficie urbana, agricultura, matorral y forestal, de forma muy similar a la empleada por Corbelle-Rico *et al.* (2012). Mediante ortofotos se verificó que las categorías asignadas por el mapa del catastro eran reales. Así, se pudo comprobar que la categoría *frutales*, en el Caurel se corresponde principalmente con los soutos (bosques de castaños) por lo que se reasignaron los soutos, inicialmente categorizados como agricultura, a la clase forestal. El porcentaje medio de la superficie forestal en las estaciones de escucha aumentó con la distancia a la aldea y lo mismo ocurrió para la superficie de matorral. La superficie de agricultura por el contrario disminuyó con la distancia a la aldea (Fig. 3).

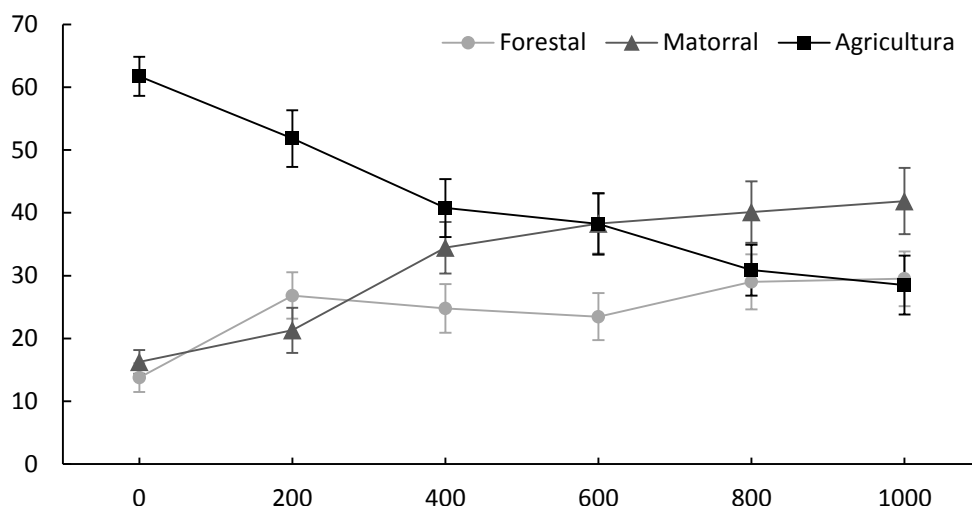


FIGURA 3. Cambios en el uso de suelo con la distancia a las aldeas del área de estudio. Se representa la media y error típico de los porcentajes correspondientes a las 39 estaciones de escucha de cada aldea para cada una de las distancias.

Posteriormente, se llevó a cabo un análisis de componentes principales (PCA) para reducir las categorías de hábitat y que conservó dos componentes principales (en adelante PC1_Agricultura y PC2_Forestal) que explicaron respectivamente el 44 y el 33% de la varianza. (Tabla 1).

TABLA 1. Matriz de correlaciones del análisis PCA. Categorías: superficie urbana, agricultura, matorral y forestal. Componentes: PC1_Agricultura y PC2_Forestal.

Categorías	PC1_Agricultura	PC2_Forestal
Porcentaje de superficie forestal	-0,329	0,941
Porcentaje de superficie de matorral	-0,769	-0,631
Porcentaje de superficie de agricultura	0,941	-0,159
Porcentaje de superficie urbana	0,428	-0,060

La heterogeneidad del paisaje se calculó como la suma del número de cambios de uso del suelo a lo largo de la línea del diámetro de 200 m del círculo correspondiente a cada estación. Finalmente, el número de habitantes de cada aldea se obtuvo del Instituto Nacional de Estadística (INE) para el año 2012.

Se analizó la influencia de las variables predictivas sobre la riqueza y abundancia empleando modelos lineales generalizados (GzLM) realizados con SPSS-IBM. También se usaron estos modelos para encontrar diferencias en la respuesta de las especies y de los grupos de aves de las diferentes clasificaciones realizadas. Todos los modelos se ajustaron con una distribución de probabilidad de Poisson de la variable respuesta y una función de enlace

logarítmica. Los modelos se seleccionaron con el criterio AICc (Criterio de Información de Akaike Corregido) (Burnham y Anderson 2002).

RESULTADOS

En el trabajo de campo fueron registradas 1.499 parejas de aves pertenecientes a 58 especies diferentes. Las especies más frecuentes fueron *Troglodytes troglodytes* (62% de las estaciones), *Turdus merula* (52%), *Sylvia atricapilla* (47%), *Phylloscopus ibericus* (36%) y *Erithacus rubecula* (27%) (Tabla 2).

Tabla 2. Especies presentes en el área de estudio con su frecuencia relativa para las 234 estaciones de escucha (%), abundancia, tendencia en España (Escandell 2014), clasificación según su hábitat preferente (agricultura, forestal, matorral) (EBCC 2014, García *et al.* 2014) y su carácter migratorio (transahariano, no transahariano).

ESPECIE	FRECUENCIA (%)	ABUNDANCIA	TENDENCIA	HÁBITAT	TRANSAHARIANA
<i>Troglodytes troglodytes</i>	61,97	196	Positiva	Matorral	No
<i>Turdus merula</i>	52,14	151	Positiva	Indeterminado	No
<i>Sylvia atricapilla</i>	47,01	146	Positiva	Indeterminado	No
<i>Phylloscopus ibericus</i>	36,32	106	Positiva	Indeterminado	Sí
<i>Erithacus rubecula</i>	26,92	82	Positiva	Forestal	No
<i>Prunella modularis</i>	20,94	58	Negativa	Matorral	No
<i>Serinus serinus</i>	16,67	50	Negativa	Agricultura	No
<i>Regulus ignicapilla</i>	14,96	37	Positiva	Forestal	No
<i>Fringilla coelebs</i>	13,25	39	Positiva	Forestal	No
<i>Corvus corone</i>	11,54	29	Negativa	Agricultura	No
<i>Columba palumbus</i>	11,54	28	Positiva	Forestal	No
<i>Sylvia borin</i>	11,11	32	Estable	Matorral	Sí
<i>Parus major</i>	11,11	29	Positiva	Forestal	No
<i>Passer domesticus</i>	10,68	41	Negativa	Pueblo	No
<i>Emberiza citrinella</i>	10,68	29	Negativa	Agricultura	No
<i>Chloris chloris</i>	9,83	27	Positiva	Agricultura	No
<i>Anthus trivialis</i>	9,83	25	Estable	Indeterminado	Sí
<i>Periparus ater</i>	9,40	21	Positiva	Forestal	No
<i>Sylvia communis</i>	8,97	29	Negativa	Indeterminado	Sí
<i>Carduelis cannabina</i>	8,12	24	Negativa	Indeterminado	No
<i>Cyanistes caeruleus</i>	8,12	22	Positiva	Forestal	No
<i>Hirundo rustica</i>	7,69	26	Negativa	Agricultura	Sí
<i>Sturnus unicolor</i>	6,84	29	Positiva	Agricultura	No
<i>Garrulus glandarius</i>	5,56	14	Positiva	Forestal	No
<i>Phoenicurus ochruros</i>	5,56	13	Estable	Pueblo	No
<i>Alauda arvensis</i>	5,13	13	Negativa	Agricultura	No

ESPECIE	FRECUENCIA (%)	ABUNDANCIA	TENDENCIA	HÁBITAT	TRANSAHARIANA
<i>Emberiza cia</i>	5,13	13	Estable	Matorral	No
<i>Turdus philomelos</i>	5,13	13	Positiva	Forestal	No
<i>Carduelis carduelis</i>	4,70	12	Estable	Agricultura	No
<i>Pica pica</i>	4,27	11	Estable	Agricultura	No
<i>Pyrrhula pyrrhula</i>	4,27	11	Negativa	Forestal	No
<i>Saxicola rubicola</i>	4,27	11	Negativa	Indeterminado	No
<i>Apus apus</i>	3,42	19	Negativa	Pueblo	Sí
<i>Dendrocopos major</i>	3,42	13	Positiva	Forestal	No
<i>Sitta europaea</i>	3,42	10	Positiva	Forestal	No
<i>Turdus viscivorus</i>	3,42	8	Positiva	Forestal	No
<i>Certhia brachydactyla</i>	2,99	8	Positiva	Forestal	No
<i>Streptopelia turtur</i>	2,99	7	Negativa	Agricultura	Sí
<i>Cuculus canorus</i>	2,56	7	Estable	Indeterminado	Sí
<i>Sylvia undata</i>	2,56	7	Negativa	Matorral	No
<i>Motacilla alba</i>	2,56	6	Negativa	Agricultura	No
<i>Streptopelia decaocto</i>	2,14	6	Positiva	Pueblo	No
<i>Lophophanes cristatus</i>	2,14	5	Estable	Forestal	No
<i>Picus viridis</i>	2,14	5	Negativa	Indeterminado	No
<i>Corvus corax</i>	1,71	4	Negativa	Indeterminado	No
<i>Motacilla cinerea</i>	1,71	4	Estable	Indeterminado	No
<i>Coturnix coturnix</i>	1,28	3	Negativa	Indeterminado	Sí
<i>Emberiza calandra</i>	1,28	3	Estable	Agricultura	No
<i>Hippolais polyglotta</i>	1,28	3	Positiva	Matorral	Sí
<i>Passer montanus</i>	1,28	3	Incierta	Agricultura	No
<i>Aegithalos caudatus</i>	0,85	3	Estable	Indeterminado	No
<i>Falco tinnunculus</i>	0,85	2	Indeterminada	Indeterminado	No
<i>Accipiter nisus</i>	0,43	1	Indeterminada	Indeterminado	No
<i>Alectoris rufa</i>	0,43	1	Negativa	Agricultura	No
<i>Emberiza cirrus</i>	0,43	1	Estable	Agricultura	No
<i>Lanius collurio</i>	0,43	1	Negativa	Agricultura	Sí
<i>Oriolus oriolus</i>	0,43	1	Positiva	Forestal	Sí
<i>Phylloscopus bonelli</i>	0,43	1	Positiva	Forestal	Sí
TOTAL		1499			

1. Efecto sobre la riqueza y abundancia de la avifauna

La riqueza de especies en el área de estudio estuvo influida significativamente por la altitud (Fig. 4a), la distancia a la aldea (Fig. 4b), y la superficie dedicada a agricultura (Fig. 4c). La altitud y la distancia tuvieron un efecto negativo sobre la riqueza mientras que la superficie agrícola influyó positivamente. La heterogeneidad, el número de personas y la superficie dedicada a forestal no tuvieron ningún efecto sobre la riqueza pero hubo una interacción

significativa entre el número de personas y la actividad agrícola, de tal manera que el efecto de la superficie cultivada sobre la riqueza de aves varió con el número de personas de la aldea. Al aumentar el número de personas de la aldea la superficie agrícola tuvo un efecto menor sobre la riqueza de aves (Tabla 3).

La abundancia de aves respondió de forma similar a la riqueza, fue significativa para la altitud, la distancia y la superficie de terreno agrícola. De nuevo, la agricultura influyó positivamente en la abundancia mientras que la altitud y la distancia tuvieron un efecto negativo. La heterogeneidad, el número de personas y la superficie dedicada a forestal no tuvieron ningún efecto significativo sobre la abundancia pero hubo una interacción significativa entre el número de personas y el terreno dedicado a agricultura (Tabla 3).

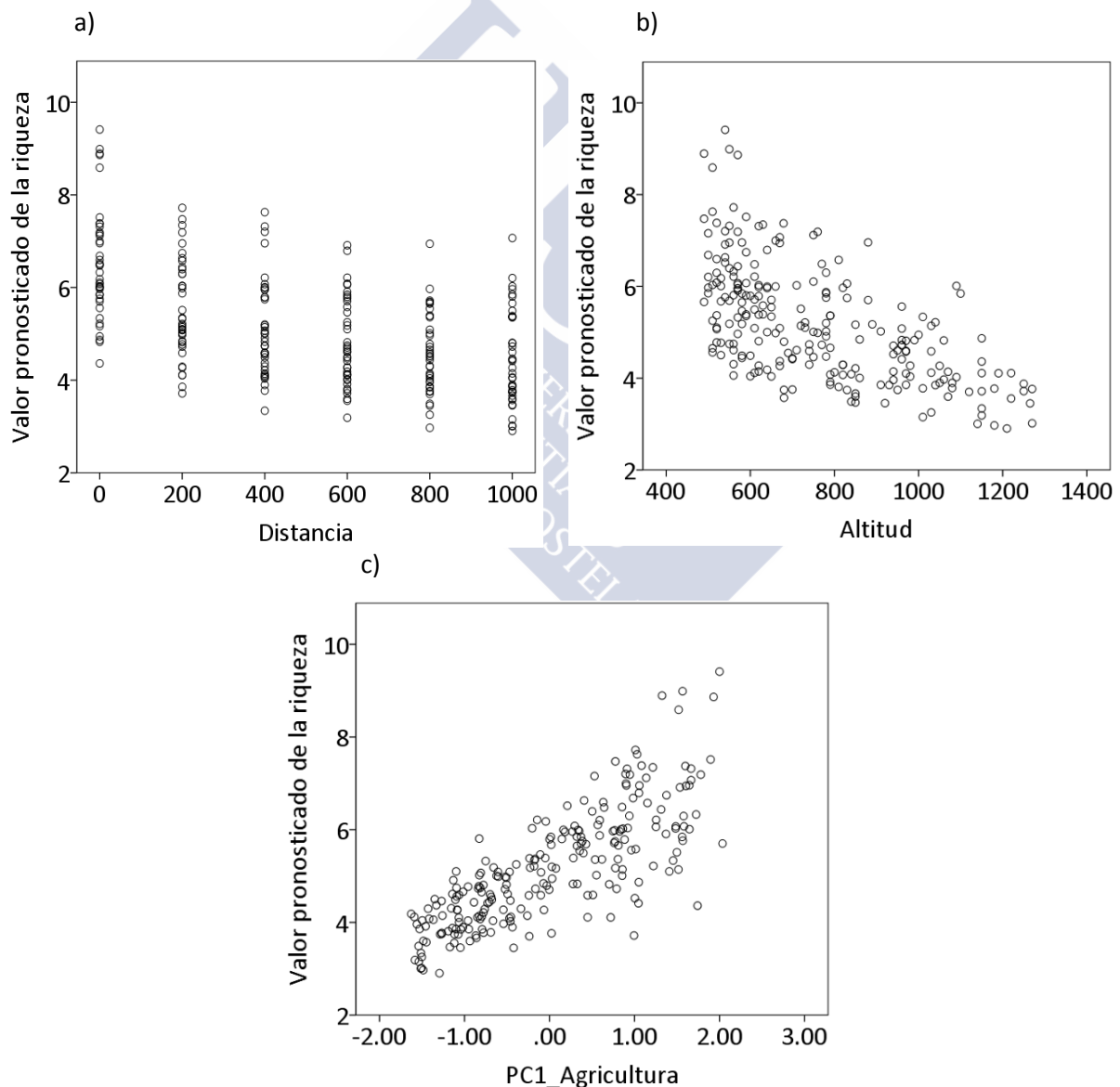


FIGURA 4. Relación pronosticada por el modelo entre la riqueza y a) altitud (m), b) distancia a la aldea (m) y c) PC1_Agricultura.

TABLA 3. Resultados del modelo (GzLM) en el que se muestra el efecto de la altitud, la distancia a la aldea, la heterogeneidad, el número de personas de la aldea, el PC1_Agricultura, el PC2_Forestal y la interacción número de personas*PC1_Agricultura, sobre las aves del área de estudio. Pendiente (B), valor del estadístico Chi-cuadrado de Wald, grados de libertad (g.l.) y significación (P), en negrita los valores de $P < 0,05$. Variables respuesta: riqueza de especies y abundancia.

Variable	B	Chi-cuadrado de Wald	g.l.	P
RIQUEZA				
Altitud	-0,001	24,517	1; 226	<0,001
Distancia	-0,0002	6,006	1; 226	0,014
Heterogeneidad	-0,009	0,679	1; 226	0,410
Nº de personas	0,001	0,864	1; 226	0,353
PC1_Agricultura	0,247	39,735	1; 226	<0,001
PC2_Forestal	-0,100	0,0172	1; 226	0,678
Nº de personas* PC1_Agricultura	-0.005	12,140	1;226	<0,001
ABUNDANCIA				
Altitud	-0,001	28,454	1; 226	<0,001
Distancia	-0,0002	8,279	1; 226	0,004
Heterogeneidad	-0,020	2,691	1; 226	0,101
Nº de personas	0,002	1,873	1; 226	0,171
PC1_Agricultura	0,250	36,157	1; 226	<0,001
PC2_Forestal	-0,026	1,025	1; 226	0,312
Nº de personas* PC1_Agricultura	-0.005	9,776	1;226	0,002

2. Análisis por especies

En la tabla 4 se listan las especies para las que alguna de las variables predictivas (altitud, distancia, PC1_Agricultura y PC2_Forestal) fue significativa ($P < 0,05$). Se excluyeron las especies con $n < 20$ parejas. La altitud fue significativa para tres especies: *Chloris chloris*, *Serinus serinus* (Fig. 5) y *Phylloscopus ibericus* (Fig. 5). Para las dos primeras especies la abundancia aumentó al aumentar la altitud y la última la disminuyó al aumentar la altitud. Una única especie respondió significativamente a la distancia, *Erithacus rubecula*, la cual incrementó su abundancia a medida que las estaciones se alejan de la aldea (Fig. 5). La superficie de agricultura fue significativa para una especie: *Serinus serinus* (Fig. 5) que aumentó su abundancia al aumentar la superficie agrícola. La superficie de agricultura tuvo un efecto marginal y negativo para *Sylvia communis* (Fig. 6). Finalmente, dos especies respondieron a la superficie forestal, *Columba palumbus* (Fig. 6) y *Passer domesticus* (Fig. 6), la primera aumentando su abundancia al aumentar la superficie forestal y la segunda disminuyéndola.

TABLA 4. Especies con resultados significativos para el modelo (GzLM) analizando el efecto de la altitud, la distancia a la aldea, el PC1_Agricultura y el PC2_Forestal. Pendiente (B), valor del estadístico Chi-cuadrado de Wald, grados de libertad (g.l.) y significación (P), en negrita las $P < 0,05$. Variable respuesta: abundancia.

Especie	Variable	B	Chi-cuadrado de Wald	g.l.	P
<i>Chloris chloris</i>	Altitud	0,001	15,328	1	0,001
<i>Columba palumbus</i>	PC2_Forestal	0,089	7,142	1	0,008
<i>Erithacus rubecula</i>	Distancia	0,0002	4,799	1	0,028
<i>Passer domesticus</i>	PC2_Forestal	-0,526	7,397	1	0,005
<i>Phylloscopus ibericus</i>	Altitud	-0,001	7,983	1	0,042
<i>Serinus serinus</i>	Altitud	0,001	7,045	1	0,008
	PC1_Agricultura	0,175	6,132	1	0,013
<i>Sylvia communis</i>	PC1_Agricultura	-0,204	3,801	1	0,051

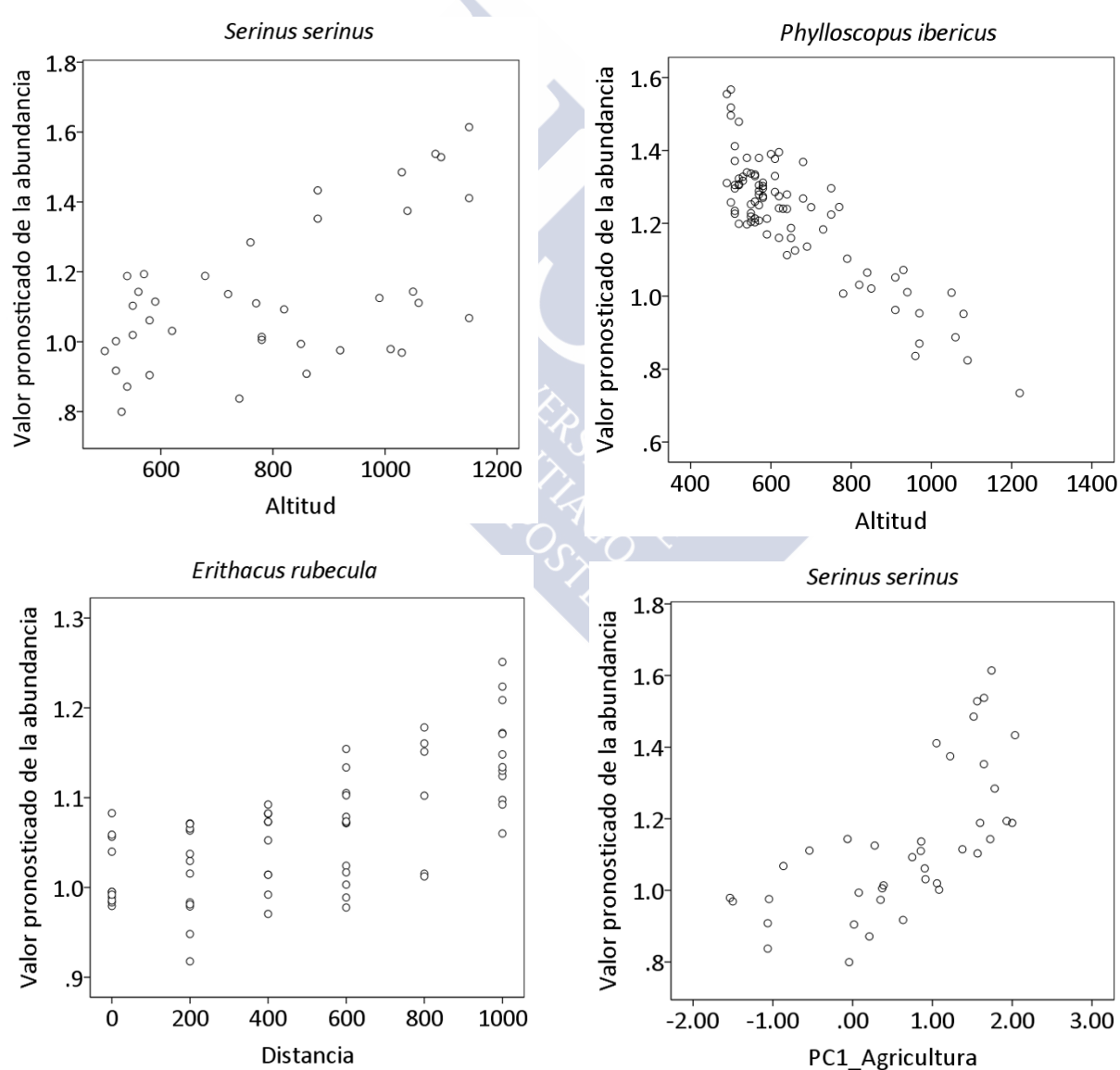


FIGURA 5. Relación pronosticada por el modelo entre la abundancia y diferentes variables: altitud (m), distancia a la aldea (m), PC1_Agricultura y PC2_Forestal, para las especies estudiadas.

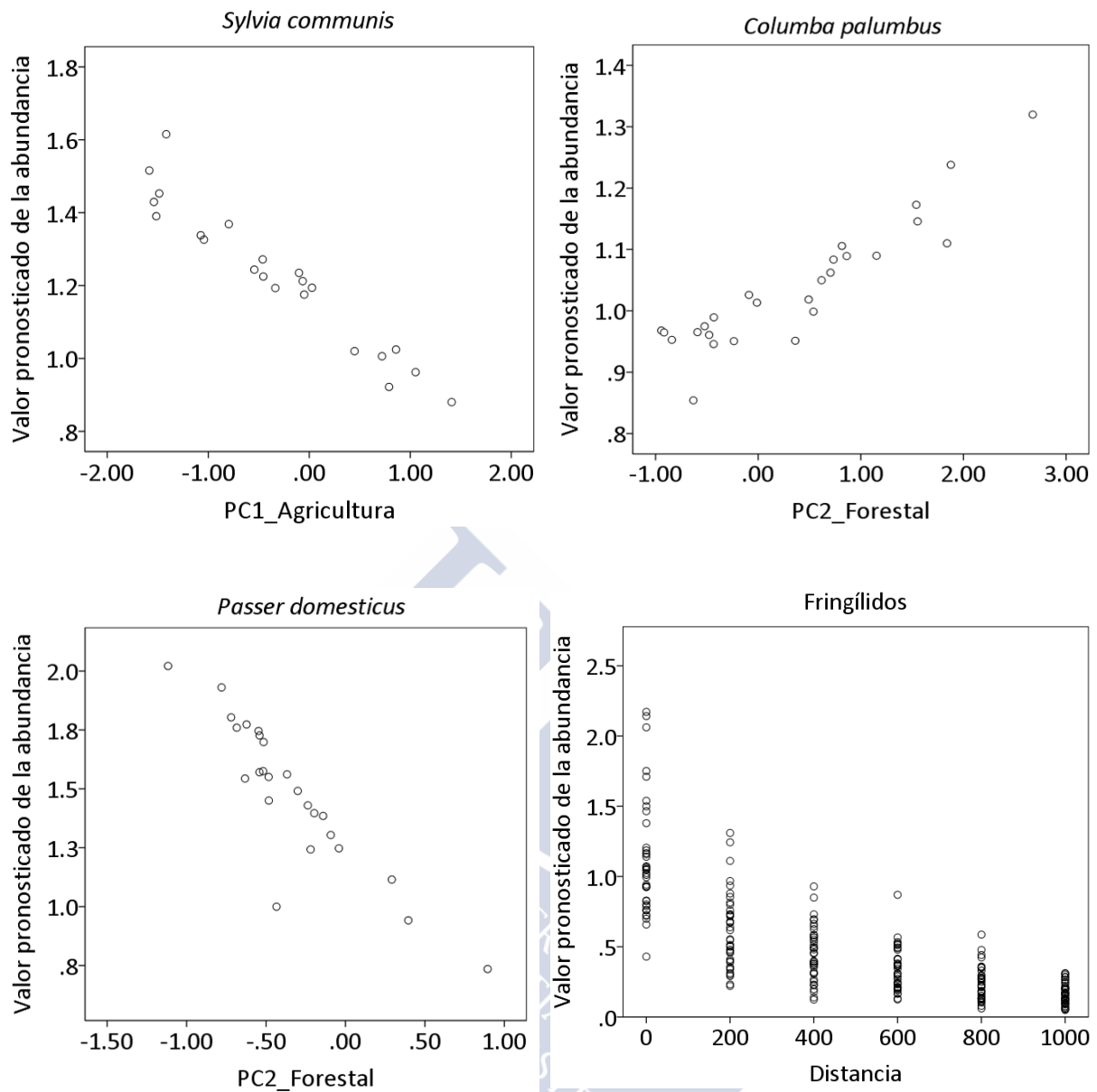


FIGURA 6. Relación pronosticada por el modelo entre la abundancia y diferentes variables: altitud (m), distancia a la aldea (m), PC1_Agricultura y PC2_Forestal, para las especies y grupos estudiados.

3. Cambios en la riqueza y abundancia de fringílidos

La riqueza de especies de fringílidos fue mayor cerca de las aldeas (Fig. 6). Su abundancia fue mayor al aumentar la altitud, y disminuyó al alejarnos de las aldeas y al aumentar la superficie forestal (Tabla 5).

TABLA 5. Resultados del modelo (MLG) analizando el efecto de la altitud, la distancia a la aldea, el PC1_Agricultura y el PC2_Forestal sobre los fringílidos. Pendiente (B), valor del estadístico Chi-cuadrado de Wald, grados de libertad (g.l.) y significación (P), en negrita los valores de $P < 0,05$. Variables respuesta: riqueza de especies y abundancia.

Variable	B	Chi-cuadrado de Wald	g.l.	P
RIQUEZA				
Altitud	0,0005	0,950	1	0,330
Distancia	-0,002	15,563	1	<0,001
PC1_Agricultura	0,183	1,889	1	0,169
PC2_Forestal	-0,264	3,258	1	0,071
ABUNDANCIA				
Altitud	0,001	4,988	1	0,026
Distancia	-0,002	11,476	1	0,001
PC1_Agricultura	0,244	3,121	1	0,077
PC2_Forestal	-0,318	4,091	1	0,043

4. Especies agrupadas según la tendencia de sus poblaciones en España

La riqueza de las aves con tendencia desfavorable en España fue mayor al aumentar la superficie de agricultura y disminuyó al incrementarse la superficie forestal. Las especies de tendencia favorable en España respondieron a la altitud y a la superficie forestal; el efecto fue negativo en el primer caso y positivo en el segundo (Tabla 6).

Por otro lado, el aumento de la superficie forestal tuvo un efecto negativo en la abundancia de las especies que se encuentran en regresión en España y positivo sobre las que tienen tendencias favorables. El aumento de la superficie dedicada a agricultura tuvo un efecto positivo sobre las especies con tendencia favorable; finalmente, el factor altitud influyó negativamente sobre dichas especies (Tabla 6).

TABLA 6. Resultados del modelo (GzLM) analizando el efecto de la altitud, la distancia, el PC1_Agricultura y el PC2_Forestal sobre las aves con una tendencia negativa y positiva en España. Pendiente (B), valor del estadístico Chi-cuadrado de Wald, grados de libertad (g.l.) y significación (P), en negrita las $P < 0,05$. Variables respuesta: riqueza de especies y abundancia.

Variable	B	Chi-cuadrado de Wald	g.l.	P
RIQUEZA				
<i>Especies tend. negativa</i>				
Altitud	0,00008	0,167	1	0,683
Distancia	-0,00009	0,472	1	0,492
PC1_Agricultura	0,101	5,070	1	0,024
PC2_Forestal	-0,146	6,683	1	0,010
<i>Especies tend. positiva</i>				
Altitud	-0,001	28,323	1	<0,001
Distancia	-0,0002	3,549	1	0,060
PC1_Agricultura	0,062	2,964	1	0,085
PC2_Forestal	0,093	9,064	1	0,003
ABUNDANCIA				
<i>Especies tend. negativa</i>				
Altitud	0,0002	1,020	1	0,313
Distancia	-0,0002	1,316	1	0,251
PC1_Agricultura	0,105	3,626	1	0,057
PC2_Forestal	-0,203	8,178	1	0,004
<i>Especies tend. positiva</i>				
Altitud	-0,001	42,369	1	<0,001
Distancia	-0,0002	2,934	1	0,087
PC1_Agricultura	0,081	4,897	1	0,027
PC2_Forestal	0,087	7,367	1	0,007

5. Especies agrupadas de acuerdo a su hábitat preferente

La riqueza de especies ligadas a la agricultura, como era de esperar, se vio influida significativa y positivamente por el aumento de la superficie de agricultura, y negativamente por la distancia a la aldea y por el aumento de superficie forestal. En la riqueza de las aves forestales solo el aumento de la superficie forestal tuvo un efecto significativo y positivo, y de forma llamativa no respondió ni a la distancia de la aldea, ni tampoco a la superficie de agricultura. La riqueza de las aves de matorral no respondió significativamente a ninguna de las variables (Tabla 7).

La abundancia de aves ligadas a la agricultura fue influida negativamente por la superficie forestal y la distancia a la aldea. El aumento de la superficie forestal tuvo un efecto positivo en la abundancia de las aves forestales. Finalmente, la abundancia de aves de matorral no estuvo relacionada con ninguna de las variables explicativas (Tabla 8).

TABLA 7. Resultados del modelo (GzLM) analizando el efecto de la altitud, distancia a la aldea, el PC1_Agricultura y el PC2_Forestal sobre las aves ligadas a la agricultura, matorral y forestal. Pendiente (B), valor del estadístico Chi-cuadrado de Wald, grados de libertad (g.l.) y significación (P), en negrita las $P < 0,05$. Variable respuesta: riqueza.

Variable	B	Chi-cuadrado de Wald	g.l.	P
RIQUEZA				
<i>Aves agricultura</i>				
Altitud	-0,003	1,775	1	0,183
Distancia	-0,001	18,909	1	<0,001
PC1_Agricultura	0,133	4,998	1	0,025
PC2_Forestal	-0,220	9,312	1	0,002
<i>Aves matorral</i>				
Altitud	0,00003	0,046	1	0,830
Distancia	0,0001	1,796	1	0,180
PC1_Agricultura	-0,030	0,710	1	0,399
PC2_Forestal	-0,048	2,629	1	0,105
<i>Aves forestales</i>				
Altitud	0,000155	0,461	1	0,497
Distancia	-0,00003	0,078	1	0,853
PC1_Agricultura	0,022	0,189	1	0,664
PC2_Forestal	0,095	5,208	1	0,022

TABLA 8. Resultados del modelo (GzLM) analizando el efecto de la altitud, distancia a la aldea, el PC1_Agricultura y el PC2_Forestal sobre las aves ligadas a la agricultura, matorral y forestal. Pendiente (B), valor del estadístico Chi-cuadrado de Wald, grados de libertad (g.l.) y significación (P), en negrita las $P < 0,05$. Variable respuesta: abundancia.

Variable	B	Chi-cuadrado de Wald	g.l.	P
ABUNDANCIA				
<i>Aves agricultura</i>				
Altitud	-0,0003	1,282	1	0,257
Distancia	-0,001	21,398	1	<0,001
PC1_Agricultura	0,141	3,810	1	0,051
PC2_Forestal	-0,322	12,318	1	<0,001
<i>Aves matorral</i>				
Altitud	-0,0004	3,632	1	0,057
Distancia	0,0002	2,187	1	0,139
PC1_Agricultura	-0,061	1,931	1	0,165
PC2_Forestal	-0,043	1,419	1	0,234
<i>Aves forestales</i>				
Altitud	0,0002	0,453	1	0,501
Distancia	0,00001	0,007	1	0,933
PC1_Agricultura	0,027	0,261	1	0,610
PC2_Forestal	0,103	5,748	1	0,017

6. Especies transaharianas

La riqueza y abundancia de las especies transaharianas no fueron influidas significativamente por las variables altitud, distancia y forestal y sí lo fueron por la agricultura que tuvo un efecto positivo (Fig. 7a y 7b) (Tabla 9).

TABLA 9. Resultados del modelo (GzLM) analizando el efecto de la altitud, la distancia a la aldea, el PC1_Agricultura y el PC2_Forestal sobre las aves migratorias transaharianas. Pendiente (B), valor del estadístico Chi-cuadrado de Wald, grados de libertad (g.l.) y significación (P), en negrita los valores de $P < 0,05$. Variables respuesta: riqueza de especies y abundancia.

Variable	B	Chi-cuadrado de Wald	g.l.	P
RIQUEZA				
Altitud	-0,00008	0,201	1	0,654
Distancia	0,000208	3,405	1	0,065
PC1_Agricultura	0,118	7,006	1	0,008
PC2_Forestal	0,001	0,002	1	0,968
ABUNDANCIA				
Altitud	-0,0003	2,135	1	0,144
Distancia	0,00006	0,124	1	0,724
PC1_Agricultura	0,112	3,932	1	0,047
PC2_Forestal	-0,038	0,649	1	0,421

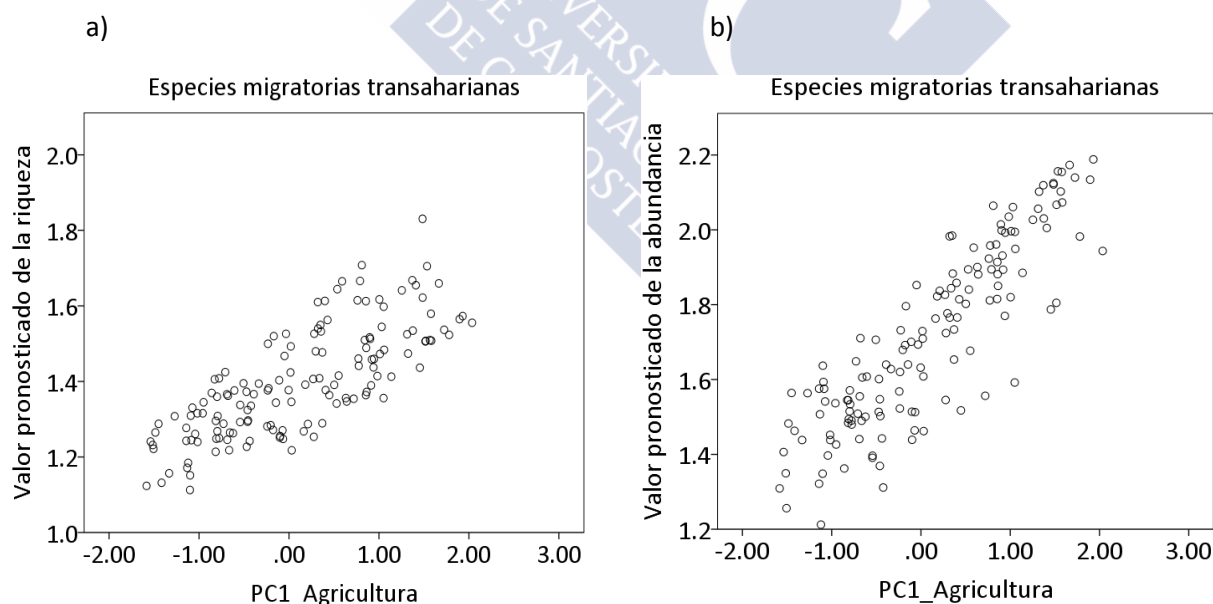


FIGURA 7. Relación pronosticada por el modelo entre a) la riqueza de especies migratorias transaharianas y la PC1_Agricultura y b) para la abundancia de especies migratorias transaharianas y la PC1_Agricultura.

DISCUSIÓN

En este estudio se asume que el gradiente de cambio del uso del suelo, apreciable a medida que las estaciones de escucha se sitúan más lejos de la aldea, es derivado exclusivamente del abandono (disminución del terreno agrícola y aumento de superficie de matorral y forestal). El gradiente encontrado en la actualidad es probablemente una combinación, por un lado del abandono general de la comarca (el cual lógicamente, afecta en mayor medida a las tierras alejadas de las aldeas) y, por otro lado, de la distribución general de las tierras de labor antes de que comenzara el despoblamiento masivo de esta comarca. En resumen, el patrón de uso encontrado sería consecuencia del hecho de que los terrenos más alejados de la aldea han recibido siempre menor uso que los terrenos cercanos. Hay razones para pensar que la aproximación empleada aquí es válida. (1) La población de los municipios del área de estudio ha sufrido un fuerte declive que es una de las causas principal del abandono del campo. (2) Las aldeas están en municipios donde mayoritariamente ha habido un aumento de las superficies de matorral y frondosas, fundamentalmente sobre superficie agrícola anterior según los datos de Corbelle y Crecente (2014). (3) A una escala de parcela, el abandono de los terrenos dedicados a agricultura en Galicia aumenta con la distancia a las explotaciones agrícolas (Corbelle-Rico *et al.* 2012). (4) Según los resultados *E. rubecula* aumentó significativamente con la distancia a la aldea. En un estudio realizado los Alpes italianos (Laiolo *et al.* 2004) esta especie aumentó significativamente con el abandono, y en Croacia, en un estudio en el que se examinaron cuatro estados sucesivos de abandono (Mikulić *et al.* 2014), esta especie fue indicadora del más alto grado de abandono (>75% de cobertura arbórea). (5) Los resultados muestran que las aves ligadas a ambientes agrarios disminuyeron en riqueza de especies y abundancia al alejarnos de la aldea. La figura 2 muestra cómo ha variado el gradiente de cambios de uso del suelo al aumentar la distancia a las aldeas. Aunque este gradiente quizás no haya sido en su totalidad resultado del abandono puede ser una buena analogía del proceso de invasión de los espacios abiertos ligados a la agricultura.

1. Cambios en la avifauna en relación a la sustitución de los hábitats agrícolas por forestales

En el área de estudio la superficie de agricultura tuvo un efecto positivo sobre la avifauna y fue el factor de mayor efecto tanto sobre la riqueza de especies como sobre la abundancia. Así, el abandono que conlleva la pérdida de superficie agrícola y aumento de superficie forestal y de matorral, provocará un empobrecimiento de la comunidad de aves. Los resultados concuerdan

con otros realizados en otros países europeos que muestran que la disminución de la superficie dedicada a agricultura y el aumento de la superficie forestal disminuyen la riqueza y abundancia de aves (Farina 1995, Sanderson *et al.* 2013, Zakkak *et al.* 2014, Dyulgerova *et al.* 2015). Sin embargo, Guilherme y Miguel Pereira (2013) afirman que el abandono muestra poco impacto en la diversidad de aves. Su modelo predice que la pérdida completa de la agricultura es menos dramática, en términos de pérdida de riqueza de especies, que la desaparición de los bosques nativos de roble Gallego-Portugueses. Además, afirman que las aves pueden adaptarse a cambios en el uso del suelo causados por el abandono y argumentan que el abandono puede ser una opción adecuada de modelo de gestión para muchas áreas de montaña europeas. Las diferencias entre los resultados de ambos estudios pueden explicarse por la disparidad en la riqueza de especies: 43 en Portugal y 58 en Galicia. En dicho estudio no aparecen representadas especies muy ligadas a hábitats agrarios como *Alectoris rufa*, *Coturnix coturnix*, *Hirundo rustica*, *Lanius collurio*, *Passer montanus*, *Carduelis carduelis*, *Emberiza cirrus* y *Emberiza calandra*. Los resultados muestran que el abandono produce una importante pérdida de especies y abundancia, y además, que las especies forestales son más tolerantes y adaptables a los medios agrícolas, al contrario que las aves agrícolas que parecen más sensibles a los cambios en el uso del suelo (ver más adelante). Por ello creo que el abandono no tiene que ser considerado como una opción como modelo de gestión.

Una posible explicación de que los paisajes agrarios posean una comunidad de aves más ricas que los bosques es su mayor heterogeneidad. Es sabido que la heterogeneidad del paisaje es un factor muy importante que determina la riqueza de la comunidad de aves (Atauri y de Lucio 2001, Benton *et al.* 2003, Kati *et al.* 2010), sin embargo, en este estudio la heterogeneidad no mostró tener un efecto significativo. Quizás esto sea debido a la pequeña escala a la que la se midió o quizás el grado de heterogeneidad del paisaje estudiado ha sobrepasado su capacidad de efecto. Otra razón que puede explicar por qué en el área de estudio la riqueza de aves del paisaje agrario es mayor que la del bosque es que este ha sufrido un intenso aprovechamiento desde muy antiguo (Gutián 2002). El resultado es que existen muy pocos bosques maduros y de gran extensión lo que ha provocado un empobrecimiento de las comunidades de aves, apreciable en la ausencia de especialistas forestales como *Tetrao urogallus*, o algunas especies de pícidos (*Dryocopus martius*, *Dendrocopos medius*) que necesitan de bosques más maduros y que se ven muy afectados por cambios en la calidad del bosque (Domínguez 2010, Rodríguez-Muñoz 2011, Purroy 2014).

El efecto positivo de la superficie agrícola sobre diversidad de la comunidad de aves parece modulado por el tamaño de la aldea y es menor conforme aumenta el número de habitantes de la misma. Este resultado está en contra de la hipótesis inicial de que en las aldeas pequeñas habría menos diversidad y abundancia de aves. Una posible explicación podría ser que aunque inicialmente la existencia de aldeas con sus cultivos asociados actúe de forma positiva, sobrepasado un determinado tamaño de los núcleos de población, el efecto se vuelva negativo por el aumento de la superficie urbana.

El abandono afectaría negativamente a las especies cuya tendencia poblacional es negativa en España pues respondieron positivamente a la superficie agrícola y negativamente a la forestal. Las especies con tendencia poblacional positiva se verían favorecidas por el abandono ya que el aumento de la superficie forestal tiene un efecto positivo sobre ellas. Estos resultados son esperables y acordes con nuestra hipótesis, pues las especies con tendencia negativa están asociadas mayoritariamente a la agricultura y las de tendencia positiva están asociadas a los hábitats forestales. Desde el punto de vista de la conservación, un aumento del abandono acentuaría la intensidad de las tendencias mostradas por las aves en España, las especies con tendencia negativa incrementarían su declive y las de tendencia positiva mostrarían un incremento de sus poblaciones. Resulta interesante que la riqueza y abundancia de especies forestales no se vean afectadas por la superficie de agricultura. Esto parece indicar que en el área de estudio las especies forestales son más tolerantes y adaptables a los medios agrícolas, al contrario que las aves agrícolas que parecen más sensibles a los cambios en el uso del suelo. En la misma línea Wesolowski y Fuller (2012), afirman que muchas especies que en el este de Europa están confinadas a grandes extensiones de bosque, en el oeste de Europa están ampliamente distribuidas en hábitats y paisajes antropogénicos, y además, en el Reino Unido algunas de ellas se consideran como los generalistas más extendidos. Sin embargo, Martins *et al.* (2014) afirman que en la Península Ibérica las especies forestales son menos tolerantes a hábitats alternativos y las especies de medios agrarios más tolerantes con hábitats no agrarios. La explicación a esta contradicción podría ser debida a que el área de estudio está incluida en la región atlántica y posee una comunidad de aves más similar al Reino Unido perteneciente a la misma región, y por el contrario los resultados de Martins *et al.* (2014) son referidos a la Península Ibérica, mayormente incluida en la región mediterránea.

El abandono implicaría una pérdida tanto de riqueza como de la abundancia de especies migradoras transaharianas ya que se ven afectadas por la disminución de superficie agrícola lo que confirma una de nuestras hipótesis iniciales. Los resultados coinciden con los de Sirami *et*

al. (2008) los cuales verificaron, mediante un meta-análisis realizado en el noroeste del Mediterráneo, que las aves transaharianas se veían afectadas por el abandono, en especial aquellas ligadas al medio agrícola. Esto tiene gran importancia desde el punto de vista conservacionista pues el abandono posiblemente contribuiría aún más al fuerte declive de las aves migrantes transaharianas con problemas de conservación en Europa (BirdLife International 2004, Sanderson *et al.* 2006, Heldbjerg y Fox 2008, Vickery *et al.* 2014).

Finalmente, se ha encontrado un efecto negativo de la altitud sobre la riqueza y abundancia de aves que podría estar relacionado tanto con factores ambientales (Begon *et al.* 2006).

Los resultados permiten concluir que el abandono del campo provoca un efecto negativo sobre la biodiversidad y afecta negativamente a las poblaciones de especies con un estado de conservación desfavorable: aves migradoras transaharianas y con una tendencia poblacional negativa en España.

2. Bioindicadores del cambio

En este estudio hemos encontrado cuatro especies indicadoras del cambio en el uso del suelo, dos de ellas serían perjudicadas por el abandono (*Serinus serinus*, *Passer domesticus*) y otras dos favorecidas (*Columba palumbus*, *Sylvia communis*). *S. serinus* disminuye su abundancia al reducirse la superficie agrícola lo que concuerda con un estudio realizado en Francia, donde el abandono provocó un descenso de abundancia significativo de esta especie (Preiss *et al.* 1997, Sirami *et al.* 2008). El efecto del aumento de la superficie forestal sobre la abundancia de *P. domesticus* ha resultado muy importante. La presencia de una especie del mismo género *P. montanus* se ha demostrado que está relacionada negativamente con la cantidad de bosque del paisaje en el este de Inglaterra (Hinsley *et al.* 1995). En cualquier caso, *P. domesticus* tiene un limitado uso como indicador del abandono porque es un ave ligada a ambientes urbanos más que a agrícolas, aunque su abundancia probablemente está afectada por el descenso de la población de las aldeas. También en otros lugares se ha comprobado que *C. palumbus* aumenta al incrementarse la superficie forestal y también al aumentar la longitud de borde de bosque (Yeatman-Berthelot y Jarry 1991, Preiss *et al.* 1997, Sirami *et al.* 2007, Sanderson *et al.* 2013). Por su parte *S. communis* es una especie que en la región eurosiberiana encuentra su óptimo en setos con zarzas entre prados de siega y en tojales (*Ulex* spp.) con arbustos de otras especies intercalados, colonizando etapas de regeneración del bosque (Aparicio 2014). Es destacable el papel de los fringílidos como indicadores del abandono ya que este proceso actúa de forma

negativa sobre su abundancia porque son sensibles al aumento de superficie forestal. Resultados similares se han encontrado en Francia (Preiss *et al.* 1997) donde el abandono provocó un descenso de abundancia significativo en *C. carduelis*, *C. chloris*, *C. cannabina* y *S. serinus*. También en Grecia (Zakkak *et al.* 2014) se comprobó que el aumento de superficie forestal afectó significativamente a *C. chloris*. Además, hay que tener en cuenta que *C. cannabina* y *C. carduelis* son consideradas especialistas agrícolas (Siriwardena *et al.* 1998) y estas especies son más sensibles a cambios en el uso agrícola (Shultz *et al.* 2005). Así, en ambientes agrarios y en una primera fase de abandono, una disminución de los fringílidos y en especial de *S. serinus* indicaría una disminución de los terrenos cultivados, por otra parte un aumento de *S. communis* indicaría el aumento de la superficie ocupada por el matorral. Posteriormente, el aumento de la superficie forestal vendría indicada por el incremento de *C. palumbus*.

3. Las aldeas como núcleos de biodiversidad aviar

La abundancia y riqueza de aves resultó influida negativamente por la distancia a la aldea. Las aldeas parecen actuar como núcleos de biodiversidad pues en su cercanía es donde hay una mayor riqueza y abundancia de aves. Esto es debido a que existen una serie de especies muy asociadas a los núcleos urbanos que son escasas o están ausentes en el paisaje que las rodea (*Phoenicurus ochruros*, *Passer domesticus*, *Streptopelia decaocto*, *Pica pica*, *Motacilla alba*). Además, tres especies utilizan las construcciones humanas casi exclusivamente para localizar los nidos (*Apus apus*, *Sturnus unicolor*, *Hirundo rustica*), los huertos favorecen la presencia de varias especies ligadas al medio agrario (*Carduelis carduelis*, *Serinus serinus*, *Passer montanus*) y de otras especies generalistas (*Turdus merula*, *Troglodytes troglodytes*, *Sylvia atricapilla*). En las ciudades la riqueza de especies generalmente es más baja que en el hábitat que las rodean y además se produce una homogeneización de las comunidades de aves que están dominadas por unas pocas especies, a menudo introducidas (Blair 2004, Chace y Walsh 2006). Este estudio muestra que las aldeas situadas dentro de un paisaje agrario poseen una gran riqueza de especies y contribuyen a incrementar la variedad de hábitats del paisaje.

En resumen, en este estudio se ha comprobado que a medida que aumenta la distancia a las aldeas disminuye la superficie cultivada y aumenta la de matorral y forestal. Este gradiente de abandono muestra un efecto negativo tanto sobre la riqueza como la abundancia de aves. El número de habitantes de la aldea modula el efecto de la superficie de terreno agrícola sobre la riqueza y la abundancia de aves. También se encontraron cuatro especies (*Columba palumbus*, *Passer domesticus*, *Serinus serinus* y *Sylvia communis*) que pueden servir de indicadoras del

abandono, en diferentes estados del mismo. Además, el grupo de los fringílidos puede también ser usado como indicador del abandono puesto que se ven afectados en su abundancia por la distancia a la aldea y también por el aumento de superficie forestal. Las tendencias de las aves en España parecen estar modeladas en gran parte por el abandono, y este estudio apunta en ese sentido, ya que las especies con tendencia negativa son afectadas por el aumento de la superficie forestal mientras que las de tendencia positiva resultan favorecidas. Las especies forestales parecen más adaptables que las especies agrícolas a la disminución de superficie de sus hábitats correspondientes. Finalmente, las especies transaharianas se verán afectadas por el abandono del campo.

Al comparar los resultados de este estudio con otros lugares de Europa vemos que el abandono puede afectar de forma diferente a la diversidad y abundancia de aves en diferentes lugares, y así, la gestión y las decisiones que se deben tomar para evitarlo deben adaptarse especialmente a cada lugar. En algunos lugares de Europa el abandono aumenta la diversidad y/o la abundancia pero la conservación no debe centrarse solamente en las comunidades sino también en preservar a determinadas aves que son especialistas (Filippi-Codaccioni *et al.* 2010). Por otra parte, conservar especies amenazadas no es suficiente ya que muchas especies comunes proporcionan servicios ecosistémicos importantes (Chapin III *et al.* 2000). En la situación en la que nos encontramos actualmente, con un despoblamiento masivo del medio rural, el cual se ha vuelto económicamente no rentable, el reto sería mantener estos variados mosaicos agrarios que permiten la existencia tanto de especies ligadas a medios agrícolas como del matorral y del bosque.

En particular, el hecho de que los campos más marginales y menos accesibles, las parcelas más pequeñas y las zonas de mayores pendientes sean las más propicias al abandono, junto con importantes causas socioeconómicas como son la disminución poblacional del rural y la poca productividad y rentabilidad de agricultura no intensiva, hacen que en las montañas exista un mayor riesgo de abandono (Scozzafava y De Sanctis 2006, Corbelle-Rico *et al.* 2012). El efecto del proceso en estas áreas de montaña no será fácil de revertir porque determinados factores socioeconómicos son la causa principal del abandono de la tierra rural (Macdonald *et al.* 2000, Corbelle-Rico *et al.* 2012). Por tanto, la sociedad debería ser consciente de la relación entre la economía rural, el abandono de la agricultura y la abundancia y diversidad de aves.

Considero un tremendo error el hecho de que los paisajes agrarios no fueran incluidos como hábitats prioritarios de la red Natura 2000 de la región Atlántica española (Tellería *et al.* 2008).

Se deberían crear espacios protegidos que preserven la riqueza de hábitats agrarios tradicionales. Las Zonas Agrarias de Alto Valor Natural (*High Nature Value farmland* o HNV) se pueden definir como aquellas zonas que en Europa son predominantemente agrarias y donde la agricultura está asociada con una alta diversidad de especies y hábitats, o con la presencia de especies con problemas de conservación. Desde principios de los 90, este concepto de HNV se ha venido desarrollando de forma continua en Europa, con el objetivo principal de ofrecer una solución integradora para los problemas medioambientales de las zonas agrarias dentro de las políticas comunitarias. La Comisión Europea, en sus Directrices Estratégicas Comunitarias de Desarrollo Rural insta a los estados miembros a poner en práctica medidas para preservar y desarrollar los HNV (García González *et al.* 2008). Es necesario encontrar estrategias que consigan un balance entre la conservación de la biodiversidad y una productividad sostenible, así como responder a las demandas culturales y sociales de las comunidades rurales (Altieri 2002). Es muy importante salvar el conocimiento local que permitió a la gente del rural y a la biodiversidad del medio agrario coexistir armoniosamente durante siglos, y ayudar a las nuevas generaciones para resistir la tentación de la sociedad urbana y continuar con la actividad de sus padres (Russo 2007). Así, para luchar contra el abandono son necesarias políticas que reúnan aspectos agro culturales, ambientales y sociales, y para ello sería fundamental que el nuevo Plan de Desarrollo Rural de Galicia 2014-2020, aún no publicado, desarrolle medidas para conservar los HNV.

La Unión Europea ha adoptado el *European Farmland Bird Index* (EFBI) como un indicador estructural y de desarrollo sostenible, y también como una herramienta para medir la salud de la biodiversidad en las tierras agrícolas. Los cambios agrícolas ocurridos en España tienen una influencia más grande sobre el EFBI que la de cualquier otro país de la UE, por ejemplo, más de tres veces que el impacto de los cambios agrícolas en Polonia, el segundo país con mayor influencia. Los niveles de apoyo financiero destinados a la gestión del medio ambiente en todos los Estados miembros no reflejan los niveles relativos de riesgo de sus paisajes agrícolas en relación con las necesidades de conservación de la biodiversidad (Butler *et al.* 2010). Es labor de nuestros dirigentes reivindicar la importancia de los paisajes agrícolas en España para el mantenimiento de la biodiversidad en la UE, y así aumentar la financiación para llevar a cabo estrategias que combatan el abandono del campo. De esta forma, además de mantener la biodiversidad de estos paisajes se evitará la pérdida de funciones y servicios ecosistémicos como el control de plagas y la dispersión de semillas (Inger *et al.* 2015).

BIBLIOGRAFÍA

- Aldrey, J.A., Fernández, R. y López, J. (2007) *Proxeccións demográficas de Galicia 2011-2030. Análise dos resultados*. Servicio de Publicacións da Universidade de Santiago de Compostela, Santiago de Compostela.
- Aldrey, J.A. y Del Río, D. (2014) *Crónica de un envejecimiento anunciado: Galicia 2015-2030*. XIV Congreso Nacional de Población, AGE, Sevilla.
- Altieri, M.A. (2002) Agroecology: the science of natural resource management for poor farmers in marginal environments. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 93: 1-24.
- Aparicio, R.J. (2014) Curruca Zarcera – *Sylvia communis*. *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. (eds. A. Salvador y M.B. Morales). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. Extraído de <http://www.vertebradosibericos.org/aves/habitat/sylcomha.html>.
- Atauri, J.A. y de Lucio, J.V. (2001) The role of landscape structure in species richness distribution of birds, amphibians, reptiles and lepidopterans in Mediterranean landscapes. *Landscape Ecology*, 16: 147-159.
- Begon, M., Townsend, C.R. y Harper, J.L. (2006) (4ª ed.) *Ecology. From Individuals to Ecosystems*. Cap. 21 *Patterns in Species Richness*. Blackwell Publishing, Oxford.
- Benton, T.G., Vickery, J.A. y Wilson, J.D. (2003) Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology and Evolution*, 18: 182-188.
- Bibby, C.J., Burgess, N.D. y Hill, D.A. (1992) *Bird Census Techniques*. Academic Press, London.
- Bielsa, I., Pons, X. y Bunce, B. (2005) Agricultural Abandonment in the North Eastern Iberian Peninsula: The Use of Basic Landscape Metrics to Support Planning. *Journal of Environmental Planning and Management*, 48: 85-102.
- BirdLife International (2004) *Birds in the European Union: a status assessment*. BirdLife International, Wageningen.
- Blair, R. (2004) The Effects of Urban Sprawl on Birds at Multiple Levels of Biological Organization. *Ecology and Society*, 9(5): 2.

- Bouhier, A. (1979) *La Galice, essai géographique d'analyse d'interpretation d'un vieux complexe agraire (2 vols)*. Imprimerie Yonnaise, Roche-sur-Yon.
- Burnham, K.P. y Anderson, D.R. (2002) *Model Selection and Multimodel Inference: A Practical Information-Theoretic Approach*. Springer-Verlag, New York.
- Butler, S.J., Boccaccio, L., Gregory, R.D., Voříšek, P. y Norris, K. (2010) Quantifying the impact of land-use change on European farmland bird populations. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 137: 348-357.
- Chace, J.L. y Walsh, J.L. (2006) Urban effects on native avifauna: a review. *Landscape and Urban Planning*, 74: 46-69.
- Chamberlain, D.E., Fuller, R.J., Bunce, R.G.H., Duckworth, J.C. y Shrubbs, M. (2000) Changes in the abundance of farmland birds in relation to the timing of agricultural intensification in England and Wales. *Journal of Applied Ecology*, 37: 771-788.
- Chapin III, F.S., Zavaleta, E.S., Eviner, V.T., Naylor, R.L., Vitousek, P.M., Reynolds, H.L., Hooper, D.U., Lavorel, S., Sala, O.E., Hobbie, S.E., Mack, M.C. y Díaz, S. (2000). Consequences of changing biodiversity. *Nature*, 405: 234-242.
- Corbelle, E. y Crecente, R. (2014) Urbanización, forestación e abandono. Cambios recientes na paisaxe de Galicia. *Revista Galega de Economía Agraria*, 23(1): 35-52.
- Corbelle-Rico, E., Crecente-Maseda, R. y Santé-Riveira, I. (2012) Multi-scale assessment and spatial modelling of agricultural land abandonment in a European peripheral region: Galicia (Spain), 1956-2004. *Land Use Policy*, 29(3): 493-501.
- Domínguez, J. (2010). Pico mediano – *Dendrocopos medius*. *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. (eds. A. Salvador y L.M. Bautista). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. Extraído de <http://www.vertebradosibericos.org/aves/habitat/denmedha.html>.
- Donald, P.F., Green, R.E. y Heath, M.F. (2001) Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Proceedings of Royal Society of London B*, 268: 25-29.
- Donald, P.F., Sanderson, F.J., Burfield, I.J. y van Bommel, F.P.J. (2006) Further evidence of continent-wide impacts of agricultural intensification of European farmland birds, 1990-2000. *Agriculture, Ecosystems & Environmental*, 116: 189-196.

- Dyulgerova, S., Gramatikov, M., Pedashenko, H., Vassilev, K., Kati, V. y Nikolov, S.C. (2015) Farmland Birds and Agricultural Land Abandonment: Evidences from Bulgaria. *Acta Zoologica Bulgarica*, 67(2): 223-234.
- EBCC (European Bird Census Council) (2014) *Box Species selection and classification*. Extraído de <http://www.ebcc.info/index.php?ID=562#Box%20Species%20selection%20and%20classification>.
- Escandell, V. (2014) *Programa Sacre. Programas de seguimiento de SEO/BirdLife 2013. 60 años de ciencia ciudadana de SEO/BirdLife*. SEO/BirdLife, Madrid.
- Farina, A. (1995) Distribution and dynamics of birds in a rural sub-Mediterranean landscape. *Landscape and Urban Planning*, 31: 269-280.
- Farina, A. (1997) Landscape structure and breeding bird distribution in a sub-Mediterranean agro-ecosystem. *Landscape Ecology*, 12: 365-378.
- Filippi-Codaccioni, O., Devictor, V., Bas, Y. y Julliard, R. (2010). Toward more concern for specialization and less for species diversity in conserving farmland biodiversity. *Biological Conservation*, 143: 1493-1500.
- García, E., García-Rovés, P., Vigil, P., Alonso, L.M., Fernández, M.A., Silva, G., Pascual, D. y Álvarez, D. (eds.) (2014) *Atlas de las aves nidificantes de Asturias (1990-2010)*. Coordinadora Ornitológica d'Asturies e INDUROT, Avilés.
- García González, J., Arroyo, B. y Viñuela, J. (2008) *Definición y caracterización de las zonas agrarias de alto valor natural (HNV) en España*. Instituto de Investigación en Recursos Cinegéticos (IREC- CSIC-UCLM), Ciudad Real.
- Guilherme, J.L. y Miguel Pereira, H. (2013) Adaptation of Bird Communities to Farmland Abandonment in a Mountain Landscape. *PLoS ONE* 8(9): e73619.
- Gutián, L. (2002) La destrucción histórica del bosque en Galicia. *Semata. Ciencias Sociais e Humanidades*, 13: 105-166.
- Heath, M.F., Evans, M.I., Hoccom, D.G., Payne, A.J. y Peet, N.B. (eds.) (2000) *Important Bird Areas in Europe: priority sites for conservation, Volume 1 Northern Europe, Volume 2 Southern Europe*. BirdLife International, Cambridge.

- Heldbjerg, H. y Fox, T. (2008) Long-term population declines in Danish trans-Saharan migrant birds. *Bird Study*, 55: 267-279.
- Hinsley, S.A., Bellamy, P.E., Newton, I. y Sparks, T.H. (1995) Habitat and landscape factors influencing the presence of individual breeding bird species in woodland fragments. *Journal of Avian Biology*, 26: 94-104.
- Inger, R., Gregory, R., Duffy, J.P., Stott, I., Voříšek, P. y Gaston, K.J. (2015) Common European birds are declining rapidly while less abundant species' numbers are rising. *Ecology Letters*, 18: 28-36.
- Kati, V., Poirazidis, K., Dufrêne, M., Halley, J.M., Korakis, G., Schindler, S. y Dimopoulos, P. (2010) Towards the use of ecological heterogeneity to design reserve networks: a case study from Dadia National Park, Greece. *Biodiversity and Conservation*, 19: 1585-1597.
- Laiolo, P., Dondero, F., Ciliento, E. y Rolando, A., (2004) Consequences of pastoral abandonment for the structure and diversity of alpine avifauna. *Journal of Applied Ecology*, 41: 294-304.
- López Andión, J.M. (1985) Población. *El medio natural de la montaña en Galicia, I: O Caurel* (Dir. F. Guitián Ojea), pp. 173-215. Monografías de la Universidad de Santiago de Compostela nº 102. Instituto de Estudios y Desarrollo de Galicia. Universidade de Santiago de Compostela, Santiago de Compostela.
- Macdonald, D., Crabtree, J.R., Weisinger, G., Dax, T., Stamou, N., Fleury, P., Gutierrez Lazpita, J. y Gibon, A. (2000) Agricultural abandonment in mountain areas of Europe: Environmental consequences and policy response. *Journal of Environmental Management*, 59: 47-69.
- Martins, I.S., Proença, V. y Pereira, H.M. (2014) The unusual suspect: Land use is a key predictor of biodiversity patterns in the Iberian Peninsula. *Acta Oecologica*, 61: 41-50.
- Mikulić, K., Radović, A., Kati, V., Jelaska, S. y Tepić, N. (2014) Effects of land abandonment on bird communities of smallholder farming landscapes in post-war Croatia: implications for conservation policies. *Community Ecology*, 15: 169-179.
- Moorcroft, D., Whittingham, M.J., Bradbury, R.B. y Wilson, J.D. (2002) The selection of stubble fields by wintering granivorous birds reflects vegetation cover and food abundance. *Journal of Applied Ecology*, 39: 535-547.

- Nikolov, S.C. (2010) Effects of land abandonment and changing habitat structure on avian assemblages in upland pastures of Bulgaria. *Bird Conservation International*, 20: 200-213.
- Orlowski G., (2005) Endangered and declining bird species of abandoned farmland in southwestern Poland. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 111: 231-236.
- PECBMS (2013) *State of Europe's Common Birds, 2013*. CSO/RSPB, Prague. Extraído de <http://www.ebcc.info/index.php?ID=558>.
- Preiss, E., Martin, J.L. y Debussche, M. (1997) Rural depopulation and recent landscape changes in a Mediterranean region: consequences to the breeding avifauna. *Landscape Ecology*, 12: 51-61.
- Purroy, F.J. (2014) Picamaderos negro – *Dryocopus martius*. *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. (eds. A. Salvador y M.B. Morales). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. Extraído de <http://www.vertebradosibericos.org/aves/habitat/drymarha.html>.
- Radović, A., Nikolov, S.C., Tepić, N., Mikulić, K., Budinski, I. y Jelaska, S.D. (2013) The influence of land abandonment on farmland bird communities: a case study in the alluvial lowlands of Continental Croatia. *Folia Zoologica*, 62: 269-281.
- Rodríguez-Muñoz, R. (2011). Urogallo común – *Tetrao urogallus*. *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. (eds. A. Salvador y M.B. Morales). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. Extraído de <http://www.vertebradosibericos.org/aves/habitat/teturoha.html>.
- Russo, D. (2007) *Effects of land abandonment on animal species in Europe: conservation and management implications*. Integrated Assessment of vulnerable ecosystems under global change in the European Union. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- Sanderson, F.J., Donald, P.F., Paina, D.J., Burfield, I.J. y van Bommel, F.P.J. (2006) Long-term population declines in Afro-Palearctic migrant birds. *Biological Conservation*, 131: 93-105.

- Sanderson, F.J., Kucharz, M., Jobda, M. y Donald, P.F. (2013) Impacts of agricultural intensification and abandonment on farmland birds in Poland following EU accession. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 168: 16-24.
- Santos, C.P. (2000) Succession of breeding bird communities after the abandonment of agricultural fields in south-east Portugal. *Ardeola*, 47: 171-181
- Scozzafava, S. y De Sanctis, A. (2006) Exploring the effects of land abandonment on habitat structures and on habitat suitability for three passerine species in a highland area of Central Italy. *Landscape and Urban Planning*, 75: 23-33.
- Shultz, S., Bradbury, R.B., Evans, K.L., Gregory, R.D. y Blackburn, T.M. (2005) Brain size and resource specialization predict long-term population trends in British birds. *Proceedings of the Royal Society of London Series B*, 272(1578): 2305-2311.
- Sirami, C., Brotons, L., Burfield, I., Fonderflick, J. y Martin J.L. (2008) Is land abandonment having an impact on biodiversity? A meta-analytical approach to bird distribution changes in the north-western Mediterranean. *Biological Conservation*, 141: 450-459.
- Sirami, C., Brotons, L. y Martin, J.L. (2007) Vegetation and songbird response to land abandonment: from landscape to census plot. *Diversity and Distributions*, 13: 42-52.
- Siriwardena, G.M., Baillie, S.R., Buckland, S.T., Fewster, R.M., Marchant, J.H. y Wilson, J.D. (1998) Trends in the abundance of farmland birds: a quantitative comparison of smoothed Common Birds Census indices. *Journal of Applied Ecology*, 35: 24-43.
- Suárez-Seoane, S., Osborne, P.E. y Baudry, J. (2002) Responses of birds of different biogeographic origins and habitat requirements to agricultural land abandonment in northern Spain. *Biological Conservation*, 105: 333-344.
- Tellería, J.L., Ramírez, A., Galarza, A., Carbonell, R., Pérez-Tris, J. y Santos, T. (2008). Geographical, landscape and habitat effects on birds in northern Spanish farmlands: implications for conservation. *Ardeola*, 55: 203-219.
- Tellería, J.L. y Galarza, A. (1990) Avifauna y paisaje en el Norte de España: efecto de las repoblaciones con árboles exóticos. *Ardeola*, 37: 229-245.
- Vallecillo, S., Brotons, L. y Herrando, S. (2008) Assessing the response of open-habitat bird species to landscape changes in Mediterranean mosaics. *Biodiversity and Conservation*, 17: 103-119.

- Verhulst, J., Báldi, A. y Kleijn, D. (2004) Relationship between land-use intensity and species richness and abundance of birds in Hungary. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 104: 465-473.
- Vickery, J.A., Ewing, S.R., Smith, K.W., Pain, D.J., Bairlein, F., Škorpilová, J. y Gregory, R.D. (2014) The decline of Afro-Palaeartic migrants and an assessment of potential causes. *Ibis*, 156: 1-22.
- Voříšek, P., Jiguet, F., van Strien, A., Škorpilová, J., Klvaňová, A. y Gregory, R.D. (2010) Trends in abundance and biomass of widespread European farmland birds: how much have we lost? *Proceedings - BOU Annual Conference Ecology & Conservation of Lowland Farmland Birds III: Delivering Solutions in an Uncertain World, University of Leicester*.
- Wesołowski, T. y Fuller, R.J. (2012) Spatial variation and temporal shifts in habitat use by birds at the European scale. *Birds and Habitat. Relationships in Changing Landscapes* (ed. R.J. Fuller), pp. 63-92. Cambridge University Press, Cambridge.
- Wretenberg, J., Lindström, Å., Svensson, S., Thierfelder, T. y Pärt, T. 2006. Population trends of farmland birds in Sweden and England - similar trends but different patterns of agricultural intensification. *Journal of Applied Ecology*, 43: 1110-1120.
- Xunta de Galicia (2012) *Programa de Desarrollo Rural de Galicia 2007-2013*. Xunta de Galicia, Santiago de Compostela. Extraído de http://mediorural.xunta.es/fileadmin/arquivos/desenvolvemento/PDR/normativa/PDR_DE_GALICIA.pdf.
- Yeatman-Berthelot, D. y Jarry, G. (1991) *Atlas des oiseaux de France en hiver*. S.O.F., Paris.
- Zakkak, S., Kakalis, E., Radović, A., Halley, J.M. y Kati, V. (2014) The impact of forest encroachment after agricultural land abandonment on passerine bird communities: The case of Greece. *Journal for Nature Conservation*, 22: 157-165.



Capítulo IV



Efectos del uso de los sotos de Castaño (*Castanea sativa*) en sus comunidades de aves



INTRODUCCIÓN

La modificación del paisaje, principalmente debida a la agricultura y a la ganadería, ha dado lugar a paisajes fragmentados en muchos lugares del mundo donde los restos del bosque original han quedado incluidos en una matriz compuesta mayormente por cultivos y pastos. Estas manchas remanentes son muy importantes en conservación porque contribuyen a mantener la diversidad en los paisajes humanizados (Forman 1995, Laurance y Bierregard 1997). En el caso de las aves los fragmentos forestales incrementan la heterogeneidad del paisaje y en ellos sobreviven especies ligadas al ambiente original que no están presentes en la matriz que los rodea (Opdam *et al.* 1985, Murphy 1999, Santos *et al.* 2002, Fuller *et al.* 2007, Montague-Drake *et al.* 2009, Ikin *et al.* 2014).

Para abordar estas cuestiones he elegido como modelo un tipo determinado de fragmentos forestales (los bosques de castaño, *Castanea sativa*) en una comarca de montaña que ha sido intensamente modificada a lo largo de siglos (Caurel-Bierzo) en las provincias de Lugo y León. En Galicia y áreas limítrofes, las actividades agrícolas, que comenzaron hace unos 5.500 años (Ramil-Rego *et al.* 1998), han modificado enormemente el paisaje y han causado una importante deforestación de manera más o menos continuada, al menos hasta mediados del siglo XX (Gutián 2002). Como consecuencia de esta actividad el paisaje se ha fragmentado y el resultado, en las zonas donde este proceso ha sido más intenso, es un mosaico de manchas de cultivos, matorral y pequeños bosques. Además, en los últimos 50 años el abandono rural, provocado por un descenso dramático de la población, ha llevado a un crecimiento de la superficie ocupada por bosques muy jóvenes y a la paulatina desaparición de los terrenos dedicados a la agricultura (Corbelle y Crecente 2014). Tanto por el primer proceso de duración secular como por la rapidez con la que se ha producido el segundo, las manchas de bosque autóctono que han perdurado han sido muy explotadas y son muy escasas (Gutián *et al.* 2012a), hasta el punto de que las únicas manchas de bosque maduro que han permanecido inalteradas en los últimos siglos son los bosques de castaño. Los romanos introdujeron el cultivo y uso del castaño (*Castanea sativa*) con el fin de aprovechar su madera, pero el manejo del castaño para la producción de fruto se desarrolló probablemente más tarde y pudo estar asociada a las estructuras socioeconómicas de los tiempos medievales (Conedera *et al.* 2004, López Merino *et al.* 2009). Las plantaciones de esta especie (de aquí en adelante soutos) se encuentran principalmente en el sureste de las provincias de Lugo y en la provincia de Ourense ocupando unas 11.000 ha (Ramil-Rego *et al.* 2008). Los soutos han perdurado a lo largo de siglos, han sido manejados históricamente y han ocupado el lugar de los bosques originarios pues poseen

árboles más longevos que la mayoría del resto de bosques. La importancia ecológica de los soutos ha hecho que hayan sido incluidos en el Anexo I (Tipos de hábitats naturales de interés comunitario para cuya conservación es necesario designar zonas especiales de conservación) de la Directiva Hábitats 92/43/CEE: “Bosques de *Castanea sativa* 9260”.

Los soutos se cultivaron tanto para aprovechar la madera (construcción, herramientas, combustible) como por sus frutos, aunque posteriormente, en los últimos decenios, el uso principal fue la recogida de la castaña. La mayor parte de los soutos del área de estudio presentan forma de monte alto, los castaños se desmochaban y se realizaban podas de renovación que tenían como objetivo principal reactivar la producción de fruto (para evitar el envejecimiento de brotes y yemas), aumentando su productividad y mejorando el calibre de la castaña. El suelo debía mantenerse limpio eliminando el sustrato arbustivo para facilitar la recogida de la castaña y por ello se desbrozaba o se pastoreaba. Además, antiguamente se labraba el suelo y se fertilizaba con estiércol. Estas labores tradicionales se fueron abandonando y en la actualidad en la mayoría de ellos no se recoge apenas la castaña ni se realizaban labores periódicas de limpieza (Ramil-Rego *et al.* 2008, Álvarez *et al.* 2010, Fernández-Manso *et al.* 2010)

A pesar de tratarse de hábitats necesitados de zonas especiales de conservación, los estudios sobre la avifauna de los soutos son muy escasos: en Inglaterra se siguió la evolución de la comunidad de aves en castañares sometidos a cortas en monte bajo (Fuller y Moreton 1987). En Italia, Laiolo *et al.* (2004a) estudiaron las comunidades de aves en soutos en proceso de regeneración natural, y en Bulgaria Nikolov *et al.* (2011) las comunidades de las aves en bosques de castaños. En Galicia existen dos estudios relacionados con las comunidades de aves de los soutos: en el primero Munilla *et al.* (2008) muestran información sobre los cambios a largo plazo en las comunidades de aves reproductoras de un soto, y en el segundo Guitián *et al.* (2012b) investigan el efecto del tamaño y la intensidad de uso de los soutos sobre varios grupos taxonómicos, entre ellos las aves. El estudio de Munilla *et al.* (2008) sugiere que las comunidades de aves de los soutos han permanecido estables a pesar de que el paisaje se ha modificado mucho debido al abandono del campo, mientras que Guitián *et al.* (2012b) encuentran que la riqueza de especies de aves no está determinada por el nivel de abandono ni por el nivel de uso en los bosques de castaño. En general, puede afirmarse que los soutos proporcionan el hábitat adecuado para una diversa comunidad de aves forestales, algunas de las cuales se encuentran casi exclusivamente en ellos (Guitián *et al.* 2004) y, además, tienen una

alta importancia ecológica pues poseen una alta diversidad florística (Rodríguez-Guitián *et al.* 2005).

Por otro lado, se dispone de muy poca información sobre el efecto del abandono de estos fragmentos forestales sobre su diversidad. La mayoría de los estudios disponibles se refieren a la comparación entre manchas forestales manejadas y no manejadas, y a manejos relacionados con la silvicultura (talas para la creación de monte bajo, aclareos y entresacas) o el pastoreo (Hansson 2001, Helle 1986, Laiolo *et al.* 2004a; 2004b, Löhmus 2004, Paillet *et al.* 2010). Los resultados son dispares, y aunque en general los bosques no manejados poseen una mayor riqueza y diversidad de aves, en algunos casos no es así, y un grado intermedio de manejo puede enriquecer la comunidad de aves.

En este sentido, hay tres cuestiones prioritarias para establecer la importancia de estos fragmentos de bosque maduro para conservar la diversidad original del paisaje. En primer lugar se trataría de comprobar si, efectivamente, las manchas de bosque maduro que restan del paisaje original mantienen comunidades distintas de la matriz. En segundo lugar qué características de dichos fragmentos (tamaño, forma, estructura, etc.) son responsables de la presencia de una u otra comunidad y/o especie. En tercer lugar, y dado que con frecuencia los propios fragmentos forestales se encuentran sometidos a un cambio paulatino de su aprovechamiento, es necesario conocer cual está siendo el efecto del cambio de uso en sus propias comunidades y especies. En realidad, el problema que se aborda es reconocer las estrategias de diseño y manejo de los escasos restos de bosque maduro que van quedando en la mayor parte de los paisajes del sur de Europa, usando como modelo uno de los escasos sistemas del continente que reúnen las dos características ya señaladas: un rosario de fragmentos de bosque maduro y una matriz en permanente cambio.

En este estudio, dentro de un contexto en el que se consideran los soutos como fragmento de bosque maduro dentro de un mosaico en cambio, se plantean tres objetivos principales:

(1) Cuantificar la abundancia y la riqueza de la avifauna de los soutos.

(2) Evaluar la influencia de una serie de rasgos del soto, y muy especialmente de los que informan de su nivel de aprovechamiento actual, en la riqueza y en la abundancia de aves. Independientemente de otros rasgos nuestras hipótesis son (a) que el área del soto es el factor clave para la riqueza, ya que numerosos estudios encuentran el mismo resultado de que la riqueza de especies aumenta con el área del bosque (p. ej. Connor y McCoy 1979, Ambuel y Temple 1983, Opdam 1991, Watson *et al.* 2005), y además, el área del bosque es generalmente

la variable predictiva más importante de la riqueza de especies (Bennet *et al.* 2004) y (b) que mayor nivel de abandono significa mayor riqueza y abundancia de aves, ya que aumentaría la naturalidad del bosque.

(3) Estudiar la relación que hay entre la comunidad de aves del souto y la de la matriz. Las hipótesis serían que (a) a mayor área del souto hay una menor similitud con la matriz, por la aparición de aves especialistas que necesitan una mayor área de hábitat favorable, y (b) que a mayor uso del souto habrá menor similitud con la matriz.

MÉTODOS

1. Área de estudio

El área de estudio comprende unos 110 km² y está situada en el noroeste de la Península Ibérica, pertenece a la región eurosiberiana y sus coordenadas centrales son 42,670842°N; 7,033883°W (Fig. 1). La densidad de población es muy baja, 7,8 habitantes/km². Se trata de una comarca montañosa con importantes diferencias altitudinales (de 1.600 a 400 m de desnivel), las pendientes son muy fuertes (más del 55% dentro de la clase 6, "muy escarpada", de la F.A.O.) y con un relieve excepcionalmente abrupto y complejo. El paisaje está constituido por un mosaico de pequeños pueblos, terrenos agrícolas y bosques de castaños situados en una matriz de matorrales (*Calluna vulgaris*, *Erica aragonensis*, *Cytisus scoparius*, *C. multiflorus*) y bosques dominados por *Quercus pyrenaica*, *Q. robur*, *Betula pubescens* y *Fagus sylvatica* (Gutián *et al.* 2004, 2012a). Para este estudio se escogieron 20 sotos de diferentes superficies (media = 16,03 ha; d.t. = 24,37; rango = 0,3 - 94,1) y situados en las cuencas de los ríos Lor (Caurel, provincia de Lugo) y Valcárcel (Bierzo, provincia de León), diez en cada una de ellas (Fig. 1) (ANEXO I).

2. Los sotos

En el área de estudio los sotos son los hábitats más maduros y estables del paisaje. Estos bosques se han convertido en el hábitat forestal con árboles más viejos en la mayoría de la región, muchos con más de 300 años. En décadas recientes han sufrido un proceso de abandono (falta de limpieza, poda, renovación) como resultado de la despoblación rural y de la proliferación de enfermedades fúngicas (Gutián *et al.* 2012b) (Fig. 2 y 3). En total existen 91

manchas de este tipo de bosques, las cuales suman una superficie de 1.431 ha, cubren el 7,4% de la comarca y están rodeadas de un mosaico de brezales, cultivos y superficie forestal.

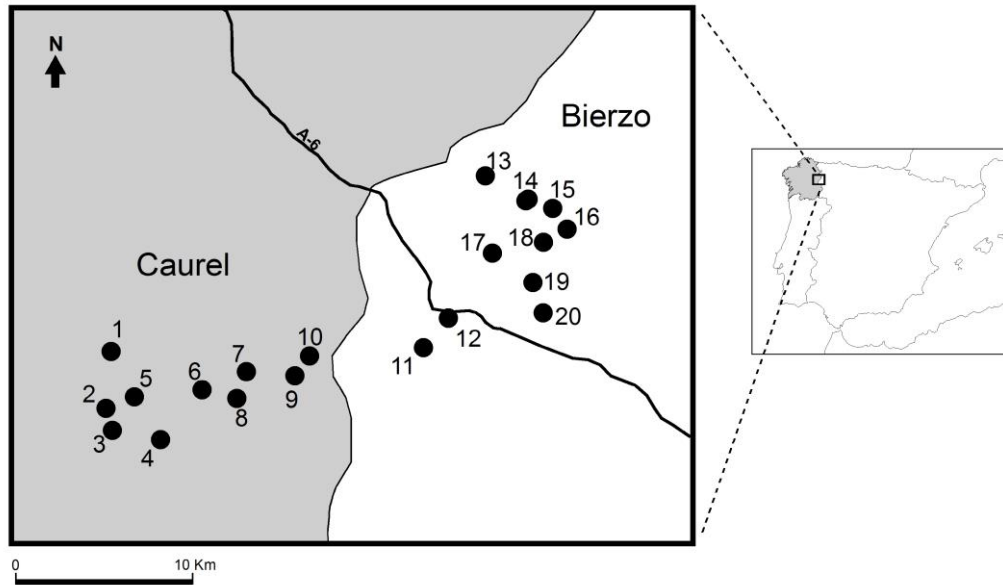


FIGURA 1. Área de estudio. Localización de los 20 sotos estudiados en las dos zonas seleccionadas de Lugo y León. Los números se corresponden con los mostrados en el Anexo I.

a)



b)



FIGURA 2. Ejemplo de soto abandonado en Ferrería Vella (a) y de soto con árboles jóvenes en Romeor (b).

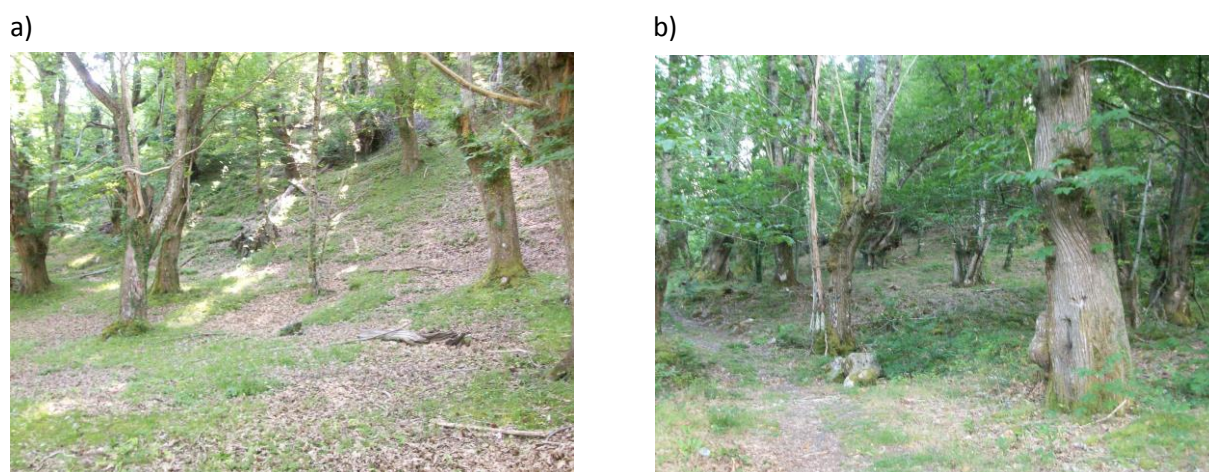


FIGURA 3. Ejemplo de dos soutos con uso y árboles viejos: souto de Parada (a) y souto de Seoane (b).

3. Censos de aves

Los censos de aves en los soutos se realizaron entre el 26 de junio y el 1 de julio de 2012. Estos censos se llevaron a cabo con dos metodologías: los soutos de menor superficie se censaron en su totalidad anotando todas las aves vistas u oídas dentro de los límites del souto, se trata de los soutos inferiores a 2,6 ha. En los soutos superiores a 2,6 ha se hicieron itinerarios de censo con bandas de 25 m a ambos lados (Bibby *et al.* 1992). El trabajo de campo se realizó con buenas condiciones de tiempo, sin lluvia, ni viento y después del amanecer, entre las 4:45 y las 7:45 (GMT). Una sola persona llevó a cabo todos los censos por lo que se evitaron sesgos debidos a diferentes observadores. Así, se obtuvieron datos de abundancia y riqueza de aves para cada uno de los soutos. La abundancia se midió en número estimado de parejas nidificantes por hectárea (en adelante simplemente parejas/ha). La presencia de un macho cantando o de una hembra se consideró como una pareja al igual que si se observaba a macho y hembra juntos. En especies sin dimorfismo sexual (p. ej. *Erithacus rubecula*) la observación de dos individuos se consideró como una pareja. La presencia de jóvenes se consideró igualmente como una sola pareja independientemente del número de aves presente. En los soutos inferiores a 2,6 ha se dividió el número de parejas por la superficie censada (ha) y en los soutos superiores a 2,6 ha se dividió el número de parejas observadas dentro de la banda total de 50 m por la superficie censada. El total de superficie censada en los soutos fue de 39,21 ha. La riqueza se cuantificó como el número de especies.

Dado que existen cambios importantes en las comunidades en función de la proporción ocupada por cada hábitat de la matriz, y esta proporción depende de lo cerca o lejos que estemos

de los núcleos de población, se consideró que las estaciones de escucha realizadas para el capítulo anterior eran una muestra representativa de la matriz. De esta forma la densidad de las aves de la matriz se obtuvo mediante la realización de 114 estaciones de escucha con un radio de 25 m que cubrieron 22,38 ha. Fueron realizadas entre el 5 de junio y el 18 de junio de 2012. Las estaciones de escucha son un método de censo habitual para el conteo de aves, tienen la ventaja de ser rápidas permitiendo realizar un mayor número de muestreos en poco tiempo (Bibby *et al.* 1992). Las estaciones de escucha fueron situadas a lo largo de carreteras secundarias o caminos para maximizar el tiempo disponible, evitando carreteras con alto tráfico. La duración de las estaciones de escucha fue de 5 minutos, durante los cuales se anotaban todas las aves observadas y escuchadas en un radio de 25 m. El trabajo de campo se realizó con buenas condiciones de tiempo, sin lluvia, ni viento y después del amanecer entre las 4:45 y las 9:00 (GMT), ya que a partir de esta hora la actividad de las aves disminuye mucho. Una sola persona llevó a cabo todas las estaciones de escucha por lo que se evitaron sesgos debidos a diferentes observadores. La abundancia se calculó dividiendo el número total de parejas censadas por la superficie censada total y se obtuvo el número estimado de parejas/ha.

4. Caracterización de los soutsos

Se midieron 15 variables de los soutsos y de la matriz circundante con el fin de utilizarlas como variables predictoras, las cuales se pueden agrupar en cinco grupos:

(1) Características espaciales del souto: superficie y perímetro. Según las fotografías aéreas del Instituto Geográfico Nacional (IGN) y con verificaciones en el campo, se establecieron los límites de cada souto y se calcularon la superficie y el perímetro del souto usando un sistema de información geográfica (gvSIG).

(2) Características de la matriz aledaña al souto: estimamos la superficie de arbolado en dos áreas circundantes de 250 m y 500 m alrededor de los límites del souto, la distancia al souto más cercano, la distancia a la masa arbolada más próxima, y la longitud del perímetro de conexión (en el caso de contacto del souto con otra masa arbolada). Estas variables, al igual que las anteriores, se calcularon usando un sistema de información geográfica (gvSIG).

(3) Nivel de abandono: cuantificado por la medida de la estructura de la vegetación. Se calcularon la cobertura total de vegetación, la cobertura por encima de 5 m y por debajo de 3 m y la diversidad de la cobertura. Para el cálculo de la cobertura de la vegetación se tomaron muestras en 20 puntos escogidos al azar dentro de cada uno de los 20 soutsos. En cada uno de

esos puntos, por medio de una pértiga marcada, se anotó el contacto (sí/no) de la vegetación en cada uno de estos intervalos de 0-0,2; 0,2-0,5; 0,5-1; 1-3; 3-5; 5-8; 8-12 y >12 m. Se calculó la frecuencia relativa de contactos para cada estrato sobre las 20 muestras de cada soutu. La cobertura total se calculó como la suma de las frecuencias relativas de todos los estratos. La cobertura de vegetación por debajo de 3 m se calculó como la suma de las frecuencias relativas de los estratos por debajo de esa altura. Se calculó la cobertura de vegetación por encima de 5 m que se corresponde a la suma de las frecuencias relativas de los estratos por encima de esa altura. La diversidad de la cobertura se calculó con el índice de Shannon-Wiener de acuerdo con la fórmula:

$$H' = - \sum_{i=1}^s p_i \ln p_i$$

en donde:

S = el número de estratos

p_i = frecuencia relativa de contactos de la vegetación de cada estrato.

(4) Uso del soutu: número de cúpulas (erizos) por unidad de superficie y relación de castañas/erizos. Una medida del uso o aprovechamiento de cada soutu fue la recolección de castañas. Se calculó un índice basado en la proporción de castañas con respecto al número de erizos. Dado que el número de castañas/erizo es muy variable entre soutsos y árboles (de 3 a 7 castaños por erizo) en cada uno de los soutsos se estimó previamente un valor medio para realizar el cálculo. La relación nº de castañas/nº de erizos en cada soutu se obtuvo tomando muestras aleatorias de 20 o 12 parcelas de 2 x 0,5 m de acuerdo con el tamaño de cada soutu, este tamaño de muestra se fijó teniendo en cuenta la variación espacial en cada soutu, obtenida con un muestreo previo. De esta forma, un valor más grande del índice indicaría un menor grado de aprovechamiento del soutu.

(5) Características de los árboles: densidad y perímetro de los mismos. Para el cálculo de la densidad se tomaron entre 10 y 20 parcelas de 10 x 10 m aleatorias en cada soutu. El perímetro del tronco de los árboles se midió a una altura de 1,3 m. Para ello dentro de cada soutu se realizaron 4 transectos de 50 m elegidos al azar, y cada 25 m, se situaron cuadrados de 5 x 5 m alternativamente a la izquierda o a la derecha.

Se compararon las comunidades de aves encontradas en cada soutu con las comunidades de aves de la matriz, obtenida a partir de los censos mediante estaciones de escucha. Para ello

se utilizó el índice de solapamiento de Schoener (1968) (D) que mide el grado de solapamiento entre ambas comunidades teniendo en cuenta tanto el número de especies como su abundancia. El índice varía entre 0 (solapamiento nulo) y 100 (máximo) y se estima mediante la fórmula:

$$D = 100 - 0,5 * \sum_{i=1}^n | (p_{x,i} * 100) - (p_{y,i} * 100) |$$

en donde:

$p_{x,i} = n_{x,i}/N_x$ (abundancia relativa de una especie en el souto)

$p_{y,i} = n_{y,i}/N_y$ (abundancia relativa de una especie en la matriz)

n_x = abundancia de una especie en el souto.

N_x = suma de las abundancias de todas las especies del souto.

n_y = abundancia de una especie en la matriz.

N_y = suma de las abundancias de todas las especies de la matriz.

Para el cálculo de este índice solamente se emplearon las especies comunes a los soutsos y la matriz, pues se consideró que carece de sentido incluir especies presentes en hábitats diferentes al forestal.

5. Pruebas estadísticas

Las correlaciones parciales entre las 15 variables que describen los rasgos de los soutsos (coeficiente de Spearman) revelaron que había fuertes y significativas correlaciones entre algunas de ellas. Debido a ello, parte de la información resultó redundante, por lo que se llevó a cabo una selección de las variables. Se redujo, por tanto, el número de variables a cuatro: superficie del souto, la cobertura vegetal del estrato inferior a 3 m, la relación castañas/erizos y el perímetro de los árboles seleccionadas de acuerdo con la información bibliográfica disponible. En primer lugar, numerosos estudios encuentran que la riqueza de especies aumenta con el área del bosque (p. ej. Connor y McCoy 1979, Ambuel y Temple 1983, Opdam 1991, Watson *et al.* 2005). En segundo lugar, y dado que se trata de reconocer diferentes estados del uso del propio souto, la cobertura del estrato inferior a 3 m nos informa del grado de abandono del souto, puesto que son los niveles inferiores de la vegetación los primeros en mostrar signos de crecimiento, de modo que a mayor cobertura mayor abandono del souto. La relación n° de castañas/erizos es un indicador del uso del souto, ya que en aquellos donde se recogen los frutos

habitualmente esta relación será menor que en los que no hay aprovechamiento. Finalmente, en muchos bosques de Europa el número de especies y la densidad total de aves aumentan con la madurez del bosque (Moss 1978, Laiolo 2002, Winkler 2005), la cual puede estimarse indirectamente mediante una medida del tamaño de los árboles como es el perímetro del tronco que nos informa de su longevidad, y por lo tanto, de la madurez del bosque.

Las variables respuesta fueron tres: la riqueza de especies, la abundancia de aves (parejas/ha) y el índice de solapamiento (Schoener 1968) de las comunidades de aves del souto y de la matriz que le rodea. Las dos primeras se usaron para describir la avifauna de los sotos y evaluar la influencia de los rasgos del soto sobre ellas. El índice de solapamiento se empleó para comprobar qué rasgos del soto influyen en la similitud entre las comunidades de aves de cada soto y la comunidad de aves de la matriz, es decir, en qué medida la avifauna de los sotos es una muestra aleatoria de la avifauna de la matriz o una comunidad singular.

Se analizó la influencia de las variables predictivas sobre la riqueza y abundancia empleando modelos lineales generalizados (GzLM) realizados con SPSS-IBM. Estos modelos se ajustaron con una distribución de probabilidades Poisson de las variables respuesta y función de enlace logarítmica. La influencia de las variables predictivas sobre el índice de solapamiento se analizó mediante un GLM con una distribución de probabilidades normal de la variable respuesta y una función de enlace identidad.

RESULTADOS

1. Riqueza y abundancia de aves

En total se cuantificaron 22 especies y 273 parejas de aves. La media de especies por soto fue de 8,2 (d.t. = 3,91; rango 1 - 16) y la abundancia media fue de 6,38 (parejas/ha) (d.t. = 2,66; rango 1,08 - 12). En la tabla 1 figuran las 10 especies de aves más abundantes en los sotos.

Tabla 1. Las diez especies más abundantes en los sotos con su abundancia y porcentaje. La abundancia se expresa en nº de parejas/ha. El porcentaje está calculado sobre el nº total de parejas de aves contactado en todos los sotos.

ESPECIE	ABUNDANCIA	PORCENTAJE
<i>Erithacus rubecula</i>	45	16,5
<i>Turdus merula</i>	33	12,1
<i>Troglodytes troglodytes</i>	31	11,3
<i>Sylvia atricapilla</i>	21	7,7
<i>Fringilla coelebs</i>	20	7,3
<i>Turdus philomelos</i>	18	6,6
<i>Certhia brachydactyla</i>	17	6,2
<i>Sitta europaea</i>	17	6,2
<i>Columba palumbus</i>	12	4,4
<i>Parus major</i>	9	3,3

La riqueza de especies estuvo influida significativa y positivamente por la superficie del soto (Fig. 4) mientras que el resto de variables no tuvo efecto sobre ella (Tabla 2).

La abundancia no resultó afectada significativamente por ninguna de las variables predictoras seleccionadas (Tabla 2).

TABLA 2. Resultados del modelo lineal generalizado (GzLM) que analiza el efecto de la superficie del soto, la cobertura vegetal <3 m, la relación castañas/erizos y el perímetro de los árboles sobre la riqueza y la abundancia de aves de los sotos. Pendiente (B), valor del estadístico Chi-cuadrado de Wald, grados de libertad (g.l.) y significación (P), en negrita los valores de $P < 0,05$. Variables respuesta: riqueza de especies y abundancia.

Variable	B	Chi-cuadrado de Wald	g.l.	P
RIQUEZA				
Superficie	0,013	10,144	1	0,001
Cobertura <3m	-0,042	0,095	1	0,757
Castañas/erizos	0,368	1,998	1	0,158
Perímetro árboles	-0,0003	0,024	1	0,877
ABUNDANCIA				
Superficie	-0,002	0,108	1	0,743
Cobertura <3m	-0,109	0,574	1	0,449
Castañas/erizos	0,341	1,452	1	0,228
Perímetro árboles	-0,001	0,155	1	0,694

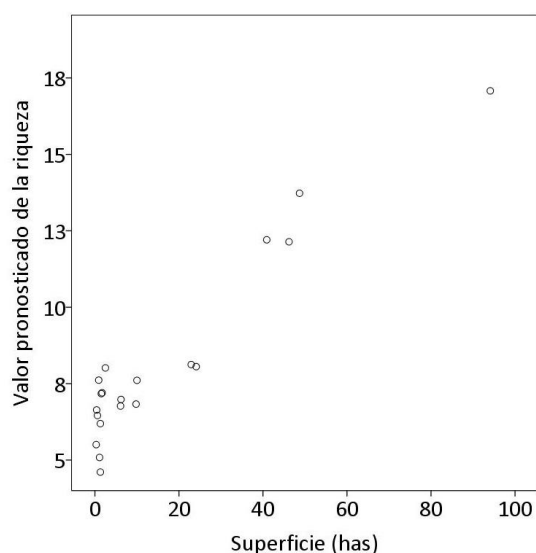


FIGURA 4. Relación pronosticada por el modelo entre la riqueza de especies de aves y la superficie del souto.

2. Comparación de las comunidades y las especies de los sotos y de la matriz del entorno

En cuanto a las similitudes entre las comunidades encontradas dentro y fuera de los fragmentos de bosque de castaños, únicamente tres especies (13,6%) detectadas en los sotos no fueron detectadas en la matriz: *Jynx torquilla*, *Streptopelia turtur* y *Sturnus unicolor*. Para una especie (*Dendrocopos major*) la densidad obtenida en ambos hábitats fue igual, diez especies mostraron mayores densidades en los sotos y ocho especies tuvieron mayor densidad en la matriz que en los sotos (Tabla 3) (Fig. 5). Es importante señalar que solo 6 especies mostraron diferencias importantes en la abundancia: 4 alcanzaron una densidad superior al doble en el soto que en la matriz (*Cyanistes caeruleus*, *Sitta europaea*, *Phylloscopus ibericus*, *Columba palumbus*) y 2 superior al cuádruple (*Turdus philomelos* y *Certhia brachydactyla*).

TABLA 3. Densidades (parejas/ha) en el soto y en la matriz de las especies presentes en los sotos (número total de parejas/superficie censada). En negrita las especies para las que la densidad fue mayor en los sotos que en la matriz.

ESPECIE	DENS. SOUTO	DENS. MATRIZ	DENS. SOUTO/DENS. MATRIZ
<i>Certhia brachydactyla</i>	0,41	0,04	10,25
<i>Turdus philomelos</i>	0,23	0,04	5,75
<i>Columba palumbus</i>	0,15	0,04	3,75
<i>Phylloscopus ibericus</i>	0,13	0,04	3,25
<i>Sitta europaea</i>	0,33	0,13	2,54
<i>Cyanistes caeruleus</i>	0,2	0,09	2,22
<i>Fringilla coelebs</i>	0,33	0,18	1,83

ESPECIE	DENS. SOUTO	DENS. MATRIZ	DENS. SOUTO/DENS. MATRIZ
<i>Garrulus glandarius</i>	0,18	0,13	1,38
<i>Erithacus rubecula</i>	1,02	0,89	1,15
<i>Turdus viscivorus</i>	0,1	0,09	1,11
<i>Dendrocopos major</i>	0,13	0,13	1
<i>Turdus merula</i>	0,77	0,85	0,91
<i>Regulus ignicapilla</i>	0,18	0,22	0,82
<i>Periparus ater</i>	0,03	0,04	0,75
<i>Troglodytes troglodytes</i>	0,61	0,94	0,65
<i>Parus major</i>	0,23	0,36	0,64
<i>Sylvia atricapilla</i>	0,43	0,94	0,46
<i>Pyrrhula pyrrhula</i>	0,03	0,13	0,23
<i>Serinus serinus</i>	0,08	0,67	0,12
<i>Jynx torquilla</i>	0,005	0	-
<i>Sturnus unicolor</i>	0,05	0	-
<i>Streptopelia turtur</i>	0,03	0	-

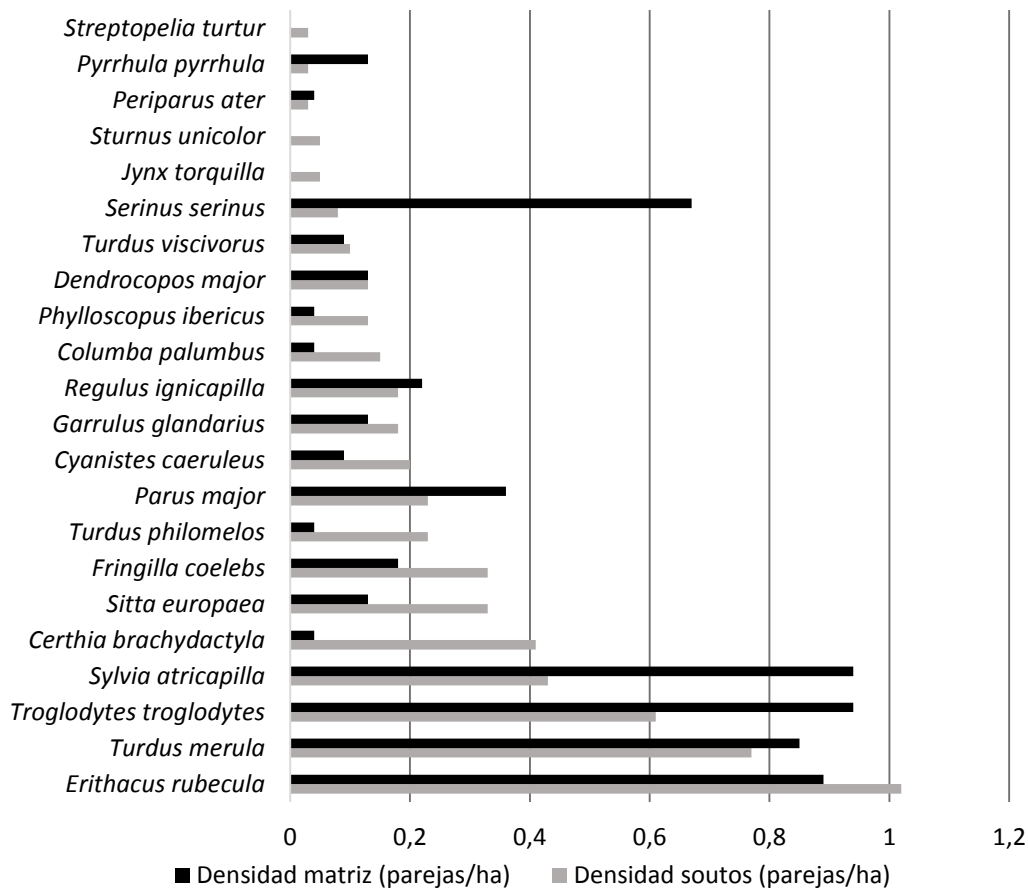


FIGURA 5. Densidades (parejas/ha) en el soto y en la matriz de las especies presentes en los sotos.

El resultado del GLM, utilizando como variable respuesta el índice de solapamiento y como variables predictoras la superficie del soto, la cobertura de vegetación < 3 m, la relación

castañas/erizos y el perímetro de los árboles, mostró que la similitud de las comunidades de aves está afectada significativa y positivamente por el tamaño del souto, y negativamente por el perímetro de los árboles (Tabla 4). El souto tendrá más similitud con la matriz al aumentar la superficie del souto y menor al aumentar el perímetro de los árboles. Es decir, los sotos de mayor tamaño son los más parecidos a la matriz y los sotos más maduros (con árboles más viejos y grandes) son más diferentes del entorno.

TABLA 4. Resultados del modelo (GzLM) analizando el efecto de la superficie del souto, la cobertura vegetal y el perímetro de los árboles sobre el coeficiente de solapamiento. Pendiente (B), valor del estadístico Chi-cuadrado de Wald, grados de libertad (g.l.) y significación (P), en negrita los valores de $P < 0,05$. Variable respuesta: coeficiente de solapamiento entre la comunidad de aves de cada souto y la matriz.

Variable	B	Chi-cuadrado de Wald	g.l.	P
Superficie	0,480	15,010	1	<0,001
Cobertura <3m	-2,579	0,526	1	0,468
Castañas/erizos	9,157	1,575	1	0,209
Perímetro árboles	-0,103	4,357	1	0,037

DISCUSIÓN

Este estudio sugiere que el tamaño y la edad del souto son las dos variables que influyen en las comunidades de aves. Por el contrario, no he detectado un efecto de las variables relacionadas con su uso y abandono. En términos de conservación, esto significaría que es más importante conservar las manchas más extensas y las de árboles más viejos, es decir de bosques más distintos o singulares. No he encontrado efecto claro del abandono, tal vez porque los sotos hoy en día siguen siendo hábitats forestales singulares y bien definidos. Al avanzar el proceso es previsible que este hábitat tan singular se acabe perdiendo. Por su parte, la abundancia de aves de los sotos no se ve influida por el área del souto, el abandono, el uso y la edad de los árboles.

La riqueza de especies en los sotos del área de estudio fue de 22 especies, menor que las 28 especies presentes en bosques de castaños obtenida en Bulgaria (Nikolov *et al.* 2011) y las 34 de los bosques de castaños en Italia (Laiolo *et al.* 2004a). Es interesante señalar que en este último estudio la diversidad de especies arbóreas estuvo correlacionada positivamente con la diversidad de aves. Esto podría explicar las diferencias en la riqueza de especies ya que los

soutos del área de estudio son prácticamente monoespecíficos, mientras que en los bosques de castaños de Bulgaria e Italia también aparecen otras especies de árboles, aunque el castaño sigue siendo la especie dominante. Sin embargo, a pesar de la menor riqueza, las comunidades de aves son bastante similares, así, de las 16 especies más abundantes en los sotos del área de estudio solamente 5 no coinciden con las 16 más abundantes en los bosques de castaños búlgaros (*C. palumbus*, *P. ibericus*, *R. ignicapilla*, *P. ater* y *T. viscivorus*). Las diferencias principales entre ambas comunidades de aves, se refieren a los pícidos ya que cuatro especies que aparecen en Bulgaria no están representadas en el área de estudio. Con respecto a las comunidades de los bosques de castaños de Italia, de las 16 especies más comunes en los sotos del área de estudio, 5 no aparecen entre las 16 más comunes en los bosques italianos (*T. philomelos*, *T. viscivorus*, *R. ignicapilla*, *C. palumbus* y *P. ibericus*).

De acuerdo con mi hipótesis, la riqueza de especies aumentó significativamente con la superficie del soto, lo que coincide con estudios previos que demuestran que la riqueza de especies de aves aumenta con el área de los fragmentos de bosque (p. ej. Connor y McCoy 1979, Ambuel y Temple 1983, Opdam 1991, Watson *et al.* 2005). Por el contrario, la abundancia de aves no parece estar relacionada con el área del soto. El tamaño del bosque casi siempre tiene un efecto sobre la abundancia pero la dirección de este efecto es variable, y en algunas especies es mayor la abundancia en los bosques pequeños que en los grandes, en otras ocurre al revés y en algunas especies no hay efecto (Askins *et al.* 1987, Hinsley *et al.* 1996, Bellamy *et al.* 2000, González-Varo *et al.* 2008). Estos patrones pueden ser el resultado de requerimientos de hábitat específicos de cada especie y pueden variar en lugares diferentes dentro de su área de distribución (Wesołowski y Fuller 2012). En los sotos del área de estudio podría ser que la abundancia estuviese influida principalmente por factores externos relacionados con la matriz y que no han sido tenidos en cuenta en el estudio. En manchas forestales incluidas en una matriz las variables del paisaje son predictoras significativas de la abundancia de muchas especies de aves (Andrén 1994, Howell *et al.* 2000) pero su efecto es diferente para cada especie (Lee *et al.* 2002). Además, la distribución de las especies nidificantes en las manchas está influida por factores que actúan a escala de paisaje (Watson *et al.* 2005) y en ocasiones su efecto es mayor que el de factores relacionados con sus hábitats inmediatos (Hinsley *et al.* 1995).

El perímetro medio de los árboles, el cual se consideró una medida de la edad del soto, no influyó ni en la riqueza ni en la abundancia de aves. En Italia Laiolo *et al.* (2004a) encontraron que la riqueza de especies y la abundancia de aves estaban positivamente influidas

por la presencia de castaños maduros (> 100 años) y además, estas dos variables se incrementaban significativamente con la edad de los árboles.

El aumento del sotobosque debido al abandono debería favorecer a las aves que viven en los estratos vegetales bajos del bosque, como podrían ser *Erithacus rubecula*, *Turdus merula*, *Sylvia atricapilla* y *Troglodytes troglodytes*, pero también perjudicar a especies que se alimentan principalmente en el suelo como *Fringilla coelebs*. Sin embargo, la cobertura vegetal (< 3 m) no parece influir en la riqueza de especies ni en su abundancia, lo cual contradice nuestra predicción de que un mayor nivel de abandono causaría mayor riqueza. Este resultado se contradice también con el estudio de los bosques de castaños realizado en Italia (Laiolo *et al.* 2004a), donde la cobertura arbustiva incrementó la riqueza de especies y su diversidad. La relación castaños/erizos como medida del aprovechamiento de castaños tampoco parece estar relacionada con la riqueza de especies de aves ni con su abundancia. Paillet *et al.* (2010), en un meta-análisis de las diferencias entre bosques manejados y no manejados, no encontraron un efecto significativo del tiempo transcurrido desde el abandono del manejo forestal sobre la riqueza de aves. Otros trabajos muestran diferencias variables en cuanto a la riqueza, diversidad y densidades de aves entre bosques manejados y no manejados, o sometidos a un proceso de naturalización (Helle 1986, Hansson 2001, Laiolo *et al.* 2004a; 2004b, Löhmus 2004).

Por otro lado, aunque las dos variables predictivas relacionadas con el uso (proporción erizos versus castaños) y el abandono (cobertura de la vegetación por debajo de los 3 m) no hayan mostrado efecto sobre la riqueza y abundancia de aves hay que tener en cuenta dos cuestiones importantes sobre el abandono de los sotos: (1) La respuesta de la avifauna es la integración de respuestas individuales de las distintas especies que ocupan esos hábitats y no todas las especies tienen por qué responder a las mismas características del hábitat con la misma intensidad. Aunque el abandono de los sotos no parece afectar a su riqueza sería necesario comprobar que las especies para las cuales estos bosques tienen importancia (ya sea por su mayor densidad con respecto al paisaje que los rodeas o por su exclusividad) no se ven afectadas por este factor. (2) Es necesario tener en cuenta que el grado de abandono de los sotos del área de estudio no es muy avanzado, ya que los sotos siguen siendo, en buena medida, bosques monoespecíficos. En el parque nacional de los Alpes Alpuanos (Italia) la suspensión de las prácticas forestales tradicionales han provocado la desaparición de los 267 ha de sotos que existían. Los sotos han perdido su condición como unidad del paisaje y por lo tanto como hábitat, y su lugar fue ocupado por un bosque mixto compuesto de hayas (*Fagus sylvatica*), carpes (*Carpinus betulus*) y castaños (Agnoletti 2007). Podría ser que en un estado mayor de

abandono los soutos gallegos pierdan su identidad y características actuales, y por lo tanto que el abandono provoque grandes cambios en su comunidad de aves.

Diez especies fueron más abundantes en los soutos que en la matriz, así que se podría considerar que los soutos son importantes para las poblaciones de esas especies. Sin embargo, algunas de ellas posiblemente se encuentran bien representadas en los otros hábitats forestales (véase Hinsley y Gillings 2012). En nuestro caso cuatro especies forestales (*Fringilla coelebs*, *Garrulus glandarius*, *Erithacus rubecula* y *Turdus viscivorus*) no llegan a alcanzar el doble de densidad en los soutos con respecto a la matriz y por ello la importancia de sus soutos para ellas no parece tan importante. Tres especies que se encontraron en los soutos no fueron detectadas en los censos de la matriz (*Streptopelia turtur*, *Sturnus unicolor* y *Jynx torquilla*). Las dos primeras no se pueden considerar forestales ya que son muy dependientes de terrenos dedicados a la agricultura (Gutián *et al.* 2004, Sáenz de Buruaga *et al.* 2012). Por el contrario, *Jynx torquilla* elige preferentemente castañares en el Bierzo (Ramos y Falagán 2008) y en Galicia aparece ligada mayormente a bosques de ribera y soutos (SGO 2015) y por lo tanto debería considerarse un ave dependiente de estos bosques. Dos especies que no fueron detectadas en los censos, *Phoenicurus phoenicurus* y *Muscicapa striata*, sí están presentes en los soutos de Caurel y en Galicia están ligadas casi exclusivamente a estos bosques (Gutián *et al.* 2004). Según la clasificación de Gregory *et al.* (2007) ambas son especialistas forestales y por lo tanto ambas especies deberían considerarse características de los soutos. De acuerdo con lo anterior, los soutos serían especialmente importantes para *Certhia brachydactyla*, *Turdus philomelos*, *Columba palumbus*, *Phylloscopus ibericus*, *Sitta europaea*, *Cyanistes caeruleus*, *Jynx torquilla*, *Phoenicurus phoenicurus* y *Muscicapa striata*. Aunque ninguna de estas especies parece tener problemas de conservación, pues no muestran una tendencia negativa en España (Martí y del Moral 2002, Escandell 2014), proporcionan una gran importancia a los soutos ya que incrementan la biodiversidad del paisaje que los rodea.

La similitud entre los soutos y la matriz fue influenciada significativa y positivamente por la superficie. Al mismo tiempo que esta variable enriquece al soto porque hay un mayor número de especies, al hacerlo, disminuye las diferencias con la matriz porque aumenta el número de especies en común entre el soto y la matriz. Este resultado contradice mi hipótesis inicial de que a mayor área del soto menor similitud con el entorno. Un resultado muy interesante, indica que el perímetro de los árboles puede influir negativamente en la similitud con la matriz. Así, cuanto más viejo es el soto menos se parece su avifauna a la de la matriz. La razón que se podría dar es que los bosques más maduros poseen especies cuya abundancia

es mayor en dichos hábitats que en la matriz, es decir, las más especialistas y más dependientes de este hábitat. Mi predicción de que a mayor uso del souto correspondería una similitud menor con la matriz no se cumplió, puesto que la variable castañas/erizos no mostró influencia alguna sobre su similitud.

En Galicia predominan bosques con árboles de clases diamétricas inferiores a 30 cm y las edades dominantes son inferiores a 80 años. Los árboles pertenecientes a las clases diamétricas superiores y que alcanzan tallas próximas a las alturas máximas registradas en el contexto europeo son escasos. En la actualidad prácticamente no existen bosques que conserven características específicas de madurez (Rodríguez-Gutián 2007). Debido a esta ausencia de bosques maduros en Galicia y de acuerdo con los resultados de este estudio, la conservación de los soutos es muy importante tanto para mantener la biodiversidad del paisaje como para varias especies de aves, algunas exclusivas de este hábitat. Especialmente conveniente sería la conservación de los soutos de mayor superficie y más maduros (los que poseen árboles más viejos). Teniendo en cuenta que los soutos son un hábitat prioritario de acuerdo con la Directiva Hábitats tenemos la obligación de conservarlos y sería necesario su seguimiento para ver si su abandono progresivo influirá negativamente en sus características y por lo tanto en la importante comunidad biológica que albergan.

BIBLIOGRAFÍA

- Agnoletti, M. (2007) The degradation of traditional landscape in a mountain area of Tuscany during the 19th and 20th centuries: implications for biodiversity and sustainable management. *Forest Ecology and Management*, 249: 5-17.
- Álvarez, P., Cámara, A. y Castedo, F. (2010) Técnicas culturales y silvícolas de manejo de los sotos de castaño. *Un futuro para el castaño. Estudios sobre el castaño en la comarca de El Bierzo* (coords. A. Fernández-Manso, C. Martínez y A. Nespral), pp. 52-63. Asociación A Morteira, León.
- Ambuel, B. y Temple, S.A. (1983) Area-Dependent Changes in the Bird Communities and Vegetation of Southern Wisconsin Forests. *Ecology*, 64: 1057-1068.
- Andrén, H. (1994) Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat - a review. *Oikos*, 71, 355-366.
- Askins, R.A., Philbrick, M.J. y Sugeno, D.S. (1987) Relationship between the regional abundance of forest and the composition of forest bird communities. *Biological Conservation*, 39: 129-152.
- Bellamy, P.E., Rothery, P., Hinsley, S.A. y Newton, I. (2000) Variation in the relationship between numbers of breeding pairs and woodland area for passerines in fragmented habitat. *Ecography*, 23: 130-138.
- Bennett, A.F., Hinsley, S.A., Bellamy, P.E., Swetnam, R.D. y MacNally, R. (2004) Do regional gradients in land-use influence richness, composition and turnover of bird assemblages in small woods? *Biological Conservation*, 119: 191-206.
- Bibby, C.J., Burgess, N.D. y Hill, D.A. (1992) *Bird Census Techniques*. Academic Press, London.
- Conedera, M., Krebs, P., Tinner, W., Pradella, M. y Torriani, D. (2004) The cultivation of *Castanea sativa* (Mill.) in Europe, from its origin to its diffusion on a continental scale. *Vegetation History and Archaeobotany*, 13: 161-179.
- Connor, E.F. y McCoy, E.D. (1979) The Statistics and Biology of the Species-Area Relationship. *American Naturalist*, 6: 791-833.

- Corbelle, E. y Crecente, R. (2014) Urbanización, forestación e abandono. Cambios recientes na paisaxe de Galicia. *Revista Galega de Economía Agraria*, 23(1): 35-52.
- Escandell, V. (2014) *Programa Sacre. Programas de seguimiento de SEO/BirdLife 2013. 60 años de ciencia ciudadana de SEO/BirdLife*. SEO/BirdLife, pp. 4-9. SEO/BirdLife, Madrid.
- Fernández-Manso, A., Robles, J.A., Martínez, C., Nespral, A., Francés, O., Suárez, L. y Arias, R. (2010) Análisis y diagnóstico territorial del castaño en la comarca de El Bierzo (León). *Un futuro para el castaño. Estudios sobre el castaño en la comarca de El Bierzo* (coords. A. Fernández-Manso, C. Martínez y A. Nespral), pp. 12-49. Asociación A Morteira, León.
- Forman, R.T. (1995) *Land Mosaics. The ecology of landscapes and regions*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Fuller, R.J., Smith, K., Grice, P., Currie, F. y Quine, C. (2007) Habitat change and woodland birds in Britain: implications for management and future research. *Ibis*, 149 (Suppl. 2): 261-268.
- Fuller, R.J. y Moreton, B.D. (1987) Breeding bird populations of Kentish sweet chestnut (*Castanea sativa*) coppice in relation to age and structure of the coppice. *Journal of Applied Ecology*, 24: 13-27.
- González-Varo, J.P., López-Bao, J.V. y Guitián, J. (2008). Presence and abundance of the Eurasian nuthatch *Sitta europaea* in relation to the size, isolation and the intensity of management of chestnut woodlands in the NW Iberian Peninsula. *Landscape Ecology*, 23: 79-89.
- Gregory, R.D., Voříšek, P., van Strien, A.J., Gmelig Meyling, A.W., Jiguet, F., Fornasari, L., Reif, J., Chylarecki, P. y Burfield, I.J. (2007) Population trends of widespread woodland birds in Europe. *Ibis*, 149(S2): 78-97.
- Guitián, J., Guitián, P., Magrach, A., Docampo, C., Domínguez, P. y Guitián, L. (2012a) Effect of management and spatial characteristics on plant species richness of *Castanea sativa* Mill. woodlots in the NW Iberian Peninsula. *Journal of Forest Research*, 17: 98-104.

- Gutián, J., Gutián, P., Munilla, I., Gutián, J., Garrido, J., Penín, L., Domínguez, P. y Gutián, L. (2012b). Biodiversity in Chestnut Woodlots: Management Regimen vs Woodlot Size. *Open Journal of Forestry*, 2: 200-206.
- Gutián, J., Munilla, I., González, M. y Arias, M. (2004) *Guía de las aves de O Caurel*. Lynx Editions, Barcelona.
- Gutián, L. (2002) La destrucción histórica del bosque en Galicia. *Semata. Ciencias Sociais e Humanidades*, 13: 105-166.
- Hansson, L. (2001) Traditional management of forests: plant and bird community responses to alternative restoration of oak-hazel woodland in Sweden. *Biodiversity and Conservation*, 10: 1865-1873.
- Helle, P. (1986) Bird community dynamics in a boreal forest reserve: the importance of large-scale regional trends. *Annales Zoologici Fennici*, 23: 157-166.
- Hinsley, S.A., Bellamy, P.E., Newton, I. y Sparks, T.H. (1995) Habitat and landscape factors influencing presence of individual breeding bird species in woodland fragments. *Journal of Avian Biology*, 26: 94-104.
- Hinsley, S.A., Bellamy, P.E., Newton, I. y Sparks, T.H. (1996) Influences of population size and woodland area on bird species distributions in small woods. *Oecologia*, 105: 100-106.
- Hinsley, S.A. y Gillings, S. (2012) Habitat associations of birds in complex changing cultural landscapes. *Birds and Habitat. Relationships in Changing Landscapes* (ed. R.J. Fuller), pp. 150-176. Cambridge University Press, Cambridge.
- Howell, C.A., Latta, S.C., Donovan, T.M., Porneluzi, P.A., Parks, G.R. y Faaborg, J. (2000) Landscape effects mediate breeding bird abundance in midwestern forests. *Landscape Ecology*, 15: 547-562.
- Ikin, K., Barton, P.S., Stirnemann, I.A., Stein, J.R., Michael, D., Crane, M., Okada, S. y Lindenmayer, D.B. (2014) Multi-scale associations between vegetation cover and woodland bird communities across a large agricultural region. *PLoS ONE* 9 (5), e97029.
- Laiolo, P. (2002) Effects of habitat structure, floral composition and diversity on a forest bird community in north-western Italy. *Folia Zoologica*, 51: 121-128.

- Laiolo, P., Rolando, A. y Valsania, V. (2004a) Avian community structure in sweet chestnut coppiced woods facing natural restoration. *Revue d'écologie - la Terre et la Vie*, 59: 453-463.
- Laiolo, P., Rolando, A. y Valsania, V. (2004b) Response of birds to the natural re-establishment of wilderness in mountain beechwoods of North-western Italy. *Acta Oecologica*, 25: 129-136.
- Laurance, W.F. y Bierregard, R.O. (1997) *Tropical forest remnants: Ecology, Management and Conservation of Fragmented Communities*. University of Chicago Press, Chicago.
- Lee, M., Fahrig, L., Freemark, K. y Currie, D.J. (2002) Importance of patch scale vs landscape scale on selected forest birds. *Oikos*, 96: 110-118.
- Lõhmus, A. (2004) Breeding bird communities in two Estonian forest landscapes: are managed areas lost for biodiversity conservation? *Proceedings of the Estonian Academy of Sciences*, 53: 52-67.
- López Merino, L., López Sáez, J.A., Sánchez-Palencia, J., Reher Díez, G. y Pérez Díaz, S. (2009) Castaños, nogales y cereales: la antropización de los paisajes de Asturias y León en época romana. *Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales*, 30: 93-99.
- Martí, R. y del Moral, J.C. (2002) *Atlas de las aves reproductoras de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza - Sociedad Española de Ornitología, Madrid.
- Montague-Drake, R., Lindenmayer, D.B. y Cunningham, R. (2009) Factors effecting site occupancy by woodland bird species of conservation concern. *Biological Conservation*, 142: 2896-2903.
- Moss, D. (1978) Diversity of woodland song-bird populations. *Journal of Animal Ecology*, 47: 521-527.
- Munilla, I., López-Bao, J.V., González-Varo, J.P. y Guitián, J. (2008) Cambios a largo plazo en las comunidades de aves reproductoras de dos bosques del noroeste de España. *Ardeola*, 55(2): 221-227.
- Murphy, M. (1999) The conservation value of small woodland remnants on the New South Wales South Western Slopes: a case study from Wagga Wagga. *Australian Zoologist*, 31(1): 71-81.

- Nikolov, B., Shurlinkov, P. y Hristova-Nikolova, I. (2011) Bird density and species composition in Sweet Chestnut (*Castanea sativa*) dominated forests in the Bulgarian part of Belasitsa Mountain. *State and prospects of the Castanea sativa population in Belasitsa mountain: climate change adaptation, maintenance of biodiversity and sustainable ecosystem management* (eds. T. Zlatano, I. Velichkov y B. Nikolov). Project BG 0031 EEA report. Extraído de: http://www.castbelbg.com/deliverables/Bird_density_and_species_composition_in_the_Castanea_sativa_forests_of_Belasitsa_Mt.pdf.
- Opdam, P. (1991) Metapopulation theory and habitat fragmentation: a review of holarctic breeding bird studies. *Landscape Ecology*, 5: 93-106.
- Opdam, P., Rijsdijk, G. y Hustings, F. (1985) Bird communities in small woods in an agricultural landscape: effects of area and isolation. *Biological Conservation*, 34: 333-352.
- Paillet, Y., Berges, L., Hjalten, J., Odor, P., Avon, C., Bernhardt-Romermann, M., Bijlsma, R.J., De Bruyn, L., Fuhr, M., Grandin, U., Kanka, R., Lundin, L., Luque, S., Magura, T., Matesanz, S., Meszaros, I., Sebastia, M.T., Schmidt, W., Standovar, T., Tothmeresz, B., Uotila, A., Valladares, F., Vellak, K. y Virtanen, R. (2010) Biodiversity differences between managed and unmanaged forests: Meta-analysis of species richness in Europe. *Conservation Biology*, 24: 101-112.
- Ramil-Rego, P., Muñoz Sobrino, C., Rodríguez Guitián, M.A. y Gómez Orellana, L. (1998). Differences in the vegetation landscape of the North Iberian Peninsula during the last 16.000 years. *Plant Ecology*, 138: 41-62.
- Ramil-Rego, P., Rodríguez Guitián, M.A., Ferreiro da Costa, J., Rubinos Román, M., Gómez-Orellana, L., de Nóvoa Fernández, B., Hinojo Sánchez, B.A., Martínez Sánchez, S., Cillero Castro, C., Díaz Varela, R.A., Rodríguez González, P.M. y Muñoz Sobrino, C. (2008). *Os Hábitats de Interese Comunitario en Galicia. Fichas descritivas*. Monografías do Ibader. Universidade de Santiago de Compostela, Lugo.
- Ramos, L.A. y Falagán, J. (2008) Torcecuello (*Jynx torquilla*). *Atlas de las aves reproductoras de León* (coords. J. García Fernández, L.A. Ramos y X. Vázquez), pp. 152-153. Diputación de León, León.
- Rodríguez Guitián, M.A. (2007). Bosques monumentais de Galicia. Criterios para a elaboración dunha proposta de conservación. *Ias Xornadas de Arboricultura. As árbores e*

- arboredos patrimoniais. As árbores vellas*, pp. 41-66. Centro de Formación e Experimentación Agroforestal de Guísamo. Consellería de Medio Rural, Xunta de Galicia, Santiago de Compostela.
- Rodríguez Guitián, M.A., Rigueiro, A., Real, C., Blanco, J. y Ferreiro da Costa, J. (2005) El hábitat “9269 Bosques de *Castanea sativa*” en el extremo noroccidental ibérico: primeros datos sobre la variabilidad florística de los “soutos”. *Bulletin de la Société d'histoire naturelle de Toulouse*, 141: 75-81.
- Sáenz de Buruaga, M.F., Onrubia, A., Fernandez-García, J.M., Campos, M.A., Canales, F. y Unamuno, J.M. (2012) Breeding habitat use and conservation status of the turtle dove *Streptopelia turtur* in Northern Spain. *Ardeola*, 59: 291-300.
- Santos, T., Tellería, J.L. y Carbonell, R. (2002) Bird conservation in fragmented Mediterranean forests of Spain: effects of geographical location, habitat and landscape degradation. *Biological Conservation*, 105: 113-125.
- Schoener, T.W. (1968) The *Anolis* lizards of Bimini: Resource partitioning in a complex fauna. *Ecology*, 49: 704-726.
- SGO (Sociedade Galega de Ornitoloxía) (2015) Noticiario Ornitoxeográfico Galego. Extraído de <http://sgo.cesga.es/aves/htdocs/>.
- Watson, J.E.M., Whittaker, R.J. y Freudenberger, D. (2005) Bird community responses to habitat fragmentation: how consistent are they across landscapes? *Journal of Biogeography*, 32: 1353-1370.
- Wesołowski, T. y Fuller, R.J. (2012) Spatial variation and temporal shifts in habitat use by birds at the European scale. *Birds and Habitat. Relationships in Changing Landscapes* (ed. R.J. Fuller), pp. 63-92. Cambridge University Press, Cambridge.
- Winkler, D. (2005) Ecological Succession of Breeding Bird Communities in Deciduous and Coniferous Forests in the Sopron Mountains, Hungary. *Acta Silvatica & Lignaria Hungarica*, 1: 41-58.

ANEXO I. Soutos en los que se realizó el estudio y sus características. Nombre, cuenca/provincia, superficie (ha), tipo de censo, cobertura <3 m, castaños/erizos, perímetro de los árboles (cm), riqueza de especies y densidad de aves (parejas/ha).

Nombre del soto	Cuenca/Provincia	Superficie (ha)	Tipo de censo	Cobertura <3 m	Castaños/erizos	Perímetro árboles (cm)	Riqueza de especies	Densidad (parejas/ha)
1 Vilasibil	Lor/Lugo	40,9	Transecto	0,8	1,63	131	11	5,52
2 Mercurín	Lor/Lugo	48,7	Transecto	0,5	1,72	251	15	4,94
3 Ferrería Vella	Lor/Lugo	1,7	Parcela	2,45	1,85	192,5	6	4,07
4 Parada	Lor/Lugo	94,1	Transecto	0,1	0,66	303	16	5,67
5 Seoane	Lor/Lugo	6,1	Transecto	0,85	1,33	181	6	3,11
6 Mostad	Lor/Lugo	46,2	Transecto	2,25	1,54	63,12	10	7,06
7 Chan da Pena	Lor/Lugo	1,1	Parcela	0,6	0,62	64,43	1	1,08
8 Romeor	Lor/Lugo	1,3	Parcela	0,55	0,37	107	9	9,03
9 Riocereixa	Lor/Lugo	6,2	Transecto	2,55	1,54	90	8	10,48
10 Santín	Lor/Lugo	0,4	Parcela	0,2	1,33	72	3	6,05
11 San Julián	Valcárcel/León	24,1	Transecto	0,55	1,08	131	10	2,68
12 Herrerías	Valcárcel/León	9,8	Transecto	0,75	1,15	100	10	4,57
13 Vilanova	Valcárcel/León	2,5	Parcela	0,5	1,85	140	9	12
14 Chan de Vilar	Valcárcel/León	22,9	Transecto	0,45	1,17	178,5	11	6,47
15 Vilariños	Valcárcel/León	1,3	Parcela	0,05	1,13	126	5	9,19
16 Castañoso	Valcárcel/León	0,3	Parcela	0,25	0,91	181,38	2	6,06
17 Valverde	Valcárcel/León	0,6	Parcela	2,05	1,54	181,38	4	6,45
18 Balboa	Valcárcel/León	1,5	Parcela	0,25	1,58	174	9	8,14
19 Quintela	Valcárcel/León	10	Transecto	1,75	1,54	84,5	12	6,99
20 Ambasmestas	Valcárcel/León	0,9	Parcela	0,65	1,74	77,3	7	8



Conclusiones





CONCLUSIONES

Capítulo I: Tendencias de las poblaciones de aves acuáticas invernantes en la Demarcación Noratlántica Española (1990-2009).

- (1) Entre los años 1990 y 2009 la abundancia y riqueza de aves invernantes de la Demarcación Noratlántica Española incrementaron.
- (2) Hubo un incremento del número de aves invernantes en las localidades del este, mientras que en el oeste disminuyeron.
- (3) Existieron diferencias en las tendencias entre localidades. Cuatro localidades tuvieron tendencias de fuerte incremento de la abundancia: Txingudi, Santoña, Bahía de Santander y Villaviciosa. Las localidades con peores tendencias fueron Baldaio, Ribadeo y el estuario del Miño.
- (4) En el área de estudio el 56% de las especies estudiadas permanecieron estables mientras que tanto a nivel español como de la ruta migratoria del Atlántico Oriental la mayoría de las especies tienen una tendencia positiva.
- (5) *Anas clypeata* es la única especie que mostró una tendencia negativa y *Limosa limosa* es la única que mostró un fuerte incremento.
- (6) No se observaron diferencias significativas entre las tendencias de las áreas afectadas y no afectadas por el accidente del petrolero *Prestige* desde la fecha del vertido hasta el año 2009, sin embargo, sí se aprecian ciertas diferencias en las tendencias de las poblaciones de anátidas entre áreas afectadas y no afectadas en los 5 años inmediatamente posteriores al accidente.

Capítulo II: Cambios en el área de distribución de las aves de Galicia (1979-1998).

- (7) Durante un período de 19 años (1979-1998) el área de distribución de las especies con una distribución meridional en Galicia se ha desplazado hacia el norte una media de 0,8 km/año lo cual podría ser consecuencia del cambio climático.
- (8) Las especies con distribución meridional en Galicia que presentaron un avance hacia el norte más notable son *Ciconia ciconia*, *Emberiza calandra* y *Corvus monedula*.

Capítulo III: Efecto del abandono del campo en las comunidades de aves de Galicia.

(9) La superficie dedicada a la agricultura tuvo un efecto positivo tanto en la abundancia como en la riqueza de aves, por lo que es esperable que el abandono del campo produzca una disminución de la biodiversidad aviar en el área de estudio.

(10) La abundancia y la riqueza de la comunidad de aves en los medios rurales fue influida negativamente por la distancia a las aldeas. Estos pequeños núcleos de población parecen actuar como concentraciones de diversidad aviar dentro del paisaje rural.

(11) El número de habitantes de los núcleos de población moduló el efecto de la superficie dedicada a la agricultura sobre la riqueza y la abundancia de aves, de modo que al aumentar el número de habitantes el efecto de la superficie dedicada a agricultura es menor.

(12) Cinco especies mostraron las respuestas más claras al gradiente de cambio en el uso del suelo. La abundancia de *Erithacus rubecula* se incrementó con la distancia a los núcleos de población, mientras que la abundancia de *Serinus serinus* decreció al disminuir la superficie dedicada a agricultura. El incremento de la superficie forestal tuvo un efecto positivo sobre *Columba palumbus* y negativo sobre *Passer domesticus*. El aumento de la superficie de terreno agrícola tuvo un efecto negativo sobre *Sylvia communis*.

(13) La riqueza de especies y la abundancia de fringílidos disminuyó con la distancia a los núcleos de población, en correspondencia con el aumento de la superficie forestal.

(14) Las aves de terrenos agrícolas, con una tendencia negativa en España respondieron positivamente al aumento de la superficie agrícola y negativamente al aumento de la superficie forestal. Las especies forestales, con tendencia positiva en España se vieron favorecidas por el aumento de la superficie forestal. Desde el punto de vista de la conservación, un aumento del abandono acentuaría la intensidad de las tendencias mostradas por las aves en España, así, las especies con tendencia negativa incrementarían su declive y las de tendencia positiva mostrarían un incremento de sus poblaciones.

(15) Las aves forestales parecen más tolerantes al cambio de uso de suelo derivado del abandono del medio rural que las aves de hábitats agrícolas.

(16) Las aves migradoras transaharianas respondieron positivamente al aumento de la superficie dedicada a agricultura, tanto en su riqueza como en su abundancia.

Capítulo IV: Efectos del uso de los soutos de Castaño (*Castanea sativa*) en sus comunidades de aves.

(17) La superficie del soto tuvo un efecto positivo sobre la riqueza de especies de aves, pero no sobre su abundancia.

(18) El nivel de uso (actividades para la producción y recogida de castañas) y el abandono (cambios en la estructura de la vegetación) del soto no parecieron influir sobre la riqueza y la abundancia de aves.

(19) La superficie y el tamaño de los árboles del soto fueron las dos variables con influencia en la similitud de sus comunidades de aves con respecto a la matriz de paisaje. A mayor superficie corresponde una similitud más alta entre las aves del soto y del paisaje. Por otro lado, cuanto mayor es el tamaño de los árboles mayor es la diferencia entre ambas comunidades. El uso y el abandono del soto no influyeron en la similitud de las comunidades de aves de estos fragmentos con respecto a la matriz de paisaje.

(20) Hubo diferencias importantes entre el soto y la matriz en la abundancia de seis especies de aves: cuatro especies alcanzaron una densidad superior al doble en el soto que en la matriz (*Cyanistes caeruleus*, *Sitta europaea*, *Phylloscopus ibericus* y *Columba palumbus*) y dos superior al cuádruple (*Turdus philomelos* y *Certhia brachydactyla*).